

GEOGRAPHICA AUGUSTANA

Peter Chifflard, Daniel Karthe, Steffen Möller

**Beiträge zum 49. Jahrestreffen  
des Arbeitskreises Hydrologie  
vom 23.-25. November 2017 in Göttingen**

**GEOGRAPHICA AUGUSTANA**

**Peter Chiffard, Daniel Karthe,  
Steffen Möller**

**Beiträge zum 49. Jahrestreffen  
des Arbeitskreises Hydrologie  
vom 23.-25. November 2017 in Göttingen**

**Peter Chifflard, Daniel Karthe, Steffen Möller**

**Beiträge zum 49. Jahrestreffen des Arbeitskreises Hydrologie vom 23.-25. November 2017  
in Göttingen**

**Augsburg 2018**

**Copyright: Institut für Geographie, Universität Augsburg 2006**

**Alle Rechte vorbehalten**

**Umschlaggestaltung Jochen Bohn  
Textverarbeitung Peter Chifflard**

## ***Vorwort der Editoren***

Die Erforschung aquatischer Ökosysteme setzt ein tiefgreifendes Verständnis für die räumlichen und zeitlichen Dimensionen von Fließgewässern und ihren Einzugsgebieten voraus. Wasser- und Stoffflüsse vollziehen sich innerhalb natürlicher Einzugsgebiete und erfordern nicht selten grenzüberschreitende Kooperationen zur Gewährleistung ökologischer Standards. Zeitlich lange zurückliegende Belastungen, beispielsweise durch römischerzeitlichen Bergbau, müssen heute intensiv untersucht und in ein nachhaltiges Flussgebietsmanagement einbezogen werden. Dies macht das Element Wasser und die daran gekoppelten Stoffflüsse in ihrer raum-zeitlichen Dynamik zu einem Untersuchungsobjekt der Physischen Geographie und Humangeographie zugleich.

Der Arbeitskreis Hydrologie bildet eine Interessensgemeinschaft von Wissenschaftlern und Anwendern, die sich mit dem Wasser als Naturraumfaktor, Lebensraum, Transportmedium und Risikofaktor befassen. Das Themenspektrum reicht dabei u.a. von der Niederschlags-Abfluss-Prozessanalyse über Wasserressourcenmanagement, Hydrochemie, Bodenhydrologie, Fließgewässerrenaturierung bis hin zur hydrologischen Modellierung.

Das 49. Jahrestreffen des Arbeitskreises Hydrologie fand 2017 am Geographischen Institut der Georg-August-Universität Göttingen statt. Das Institut besteht aus drei Professuren – Physische Geographie, Humangeographie sowie Kartographie, GIS, Fernerkundung. Der Schwerpunkt der Abteilung Physische Geographie liegt im bodenkundlichen Bereich. Zur Quantifizierung von ökosystemaren Wasser- und Stoffflüssen wurde in der Nähe der Ortschaft Ebergötzen, etwa 10 km östlich von Göttingen, ein Messfeld angelegt, auf dem seit März 2017 geländeklimatologische und bodenhydrologische Messungen durchgeführt werden. Die hydrogeographische Tradition des Instituts, wird durch verschiedene Lehrveranstaltungen und Projekte zur Gewässerchemie, Bodenhydrologie und historischen Hochwasserforschung auch in den kommenden Jahren fortgesetzt.

An der diesjährigen Tagung des Arbeitskreises nahmen etwa 40 Wissenschaftler\*innen von 13 verschiedenen Universitäten oder Forschungsinstituten teil. In 17 Vorträgen und 9 Postern wurden Themen vom Landschaftshaushalt spezifischer Einzugsgebiete bis zur grenzüberschreitenden Zusammenarbeit in großen europäischen Flusssystemen vorgestellt. Im Rahmen eines Seminars des Geographischen Instituts wurden die Vorträge von Studierenden begleitet und nachbereitet. Durch dieses Veranstaltungsformat sollen Studierende mit Wissenschaftler\*innen sowie deren hydrologischen Forschungsthemen in Kontakt treten. Die Exkursion zum Wendebach-Stausee wurde dankenswerterweise von Michael Gruttker vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz übernommen und verdeutlichte, wie Hochwasserschutz und Naherholung teilweise Hand in Hand gehen.

Ein Auszug der inhaltlichen Vielfalt wasserbezogener Arbeitsfelder, die in Göttingen präsentierten wurden, werden in diesem Tagungsband vorgestellt. Der Veranstalter Steffen Möller sowie die Sprecher des Arbeitskreises, Daniel Karthe und Peter Chiffard, würden sich freuen, wenn dadurch weitere interessierte Wissenschaftler\*innen angesprochen werden.

Bei allen an der Organisation beteiligten Personen möchten wir uns noch einmal herzlich bedanken. Im Jahr 2018 wird das Jahrestreffen vom 22.11. bis 24.11.2018 an der Universität Koblenz-Landau, Campus Koblenz, stattfinden und vom Kollegen Dr. Jens Hahn organisiert.

Steffen Möller

Peter Chiffard

Daniel Karthe

Göttingen, September 2018

## Inhaltsverzeichnis

Auswirkungen elementspezifischer Mobilitätseigenschaften auf den Transfer von Schwermetallen zwischen Böden und Fließgewässern	1
<i>J. Hahn, N. Zitzer, G. Laufenberg</i>	
Die Qualität der intensiv genutzten Oberflächengewässer im Cuvelai-Becken (Nord-Namibia) zum Ende der Trockenzeit 2017	9
<i>L. Faulstich, A. Schulte, R. Arendt, F. Kavishe, J. Lengricht</i>	
Ableitung des Wasserhaushaltes des Pilsensees aus Niederschlagsdaten	22
<i>T. Büche</i>	
Simulation einer Präzisionsbewässerungsanlage für Obstbäume mit Hilfe des agentenbasierten Modells DropSim	28
<i>A. Fink, S. Timpf, S. Grashey-Jansen</i>	
Räumliche Variabilität der elektrischen Leitfähigkeit kleiner Fließgewässer im Raum Göttingen	37
<i>S. M. Heering, J. Ahrens, S. Möller</i>	
Integrated River Basin Assessment in Eastern Europe	45
<i>F. Krengel, C. Bernhofer, S. Chalov, V. Efimov, L. Efimova, L. Gorbachova, M. Habel, B. Helm, I. Kruhlov, Y. Nabyvanets, N. Osadcha, V. Osadchyi, T. Pluntke, T. Reeh, P. Terskii, D. Karthe</i>	
Stoffflussanalyse in drei Einzugsgebieten des Elbsandsteingebirges und des Lausitzer Berglandes	54
<i>S. Möller, T. Reeh</i>	
Wasserstand-Abfluss-Beziehung der Lutter in Göttingen im Vergleich der Jahre 2016 und 2017	59
<i>S. Nachtigall, S. Möller</i>	
Modellierung der Sturzflut von Braunsbach am 29. Mai 2016 mittels Isochronen	65
<i>C. Reinhardt-Imjela, A. Bronstert, D. Rasche, A. Schulte</i>	
Application of geochemical modeling to investigate sulphur geochemistry in a highly anthropogenic-affected shallow abandoned coal mine drainage	70
<i>M. Alhamed</i>	
Comparison results of automated hydrograph separation of different digital filters in extensively man-made affected small catchment areas	76
<i>M. Alhamed</i>	
Geochemistry of iron in a highly anthropogenic affected abandoned coal mine drainage	83
<i>M. Alhamed</i>	

# Auswirkungen elementspezifischer Mobilitätseigenschaften auf den Transfer von Schwermetallen zwischen Böden und Fließgewässern

## Beispiel eines Bachlaufes in der ehemaligen Bergbauregion Braubach

*Jens Hahn, Nina Zitzer, Gabriela Laufenberg*

Um die zwischen Fließgewässern und den Böden eines Einzugsgebietes stattfindenden Interaktionen am Beispiel von Schwermetallen zu erfassen, wurden die von Böden ausgehenden Eintragspfade des Cadmiums (Cd) und Bleis (Pb) in ein Fließgewässer analysiert. Hierzu wurde ein relativ kleines innerhalb der ehemaligen Bergbauregion Braubach (Rheinland-Pfalz) gelegenes Fließgewässer herangezogen. Als Analysematerialien wurden Böden, Gerinnesedimente, Schwebstoffe und Wasser des untersuchten Baches verwendet. Das Bindungsverhalten der Schwermetalle in Böden, Gerinnesedimenten und Schwebstoffen wurde mittels sequentieller Extraktion (BCR-Methode) untersucht. Die Wasserproben wurden gesondert nach Gesamtgehalten und gelöster Schwermetallfraktion analysiert. Die Gehalte des Cd wiesen im Falle aller Feststoffproben hohe austauschbare Anteile auf. Gleichzeitig zeigte sich eine deutliche Cd-Akkumulation in Gerinnesedimenten und Schwebstoffen, was auf einen dominierenden Eintrag dieses Elements über Hangwässer hinweist. Die Cd-Fracht des Bachwassers wurde mehrheitlich in gelöster Form transportiert. Gehalte des Pb wurden vornehmlich in Oberböden des Untersuchungsgebietes angereichert, zeigten eine kontinuierlich hohe Bindung durch Metalloxide und -hydroxide und ließen keine nennenswerte Akkumulation in Gerinnesedimenten oder Schwebstoffen erkennen. Innerhalb des Bachwassers wurde Pb vorwiegend in partikulärer Form transportiert, woraus eine dominierende Zufuhr dieses Schwermetalles über Erosionsprozesse schlussgefolgert wird.

### 1 Einleitung und Fragestellung

Während Bergbau- und Verhüttungstätigkeiten werden häufig Schwermetalle freigesetzt und in den Böden der Umgebung angereichert (Rieuwerts und Farago 1995). In Waldböden der im Mittelrheintal gelegenen Stadt Braubach sind die Einflüsse historischer Erzgewinnung in Form von Schwermetallakkumulationen bis heute prägend. Dies betrifft insbesondere die nahe der ehemaligen Blei- und Silberhütte gelegenen Standorte, welche in ihrer 300 Jahre übertreffenden Geschichte den wichtigsten Verhüttungsstandort der Umgebung darstellte (David 1991). Seit den 1890er Jahren wurden große Mengen der dort erzeugten Rauchgase in drei auf einem Höhenrücken gelegene Schornsteine abgeleitet, um einer Beeinträchtigung der Luftqualität in Innenstadtbereichen entgegen zu wirken (Lambert 2011). Teilmengen der aus den Schornsteinen emittierten Schwermetalle wurden in Waldböden der direkten Umgebung angereichert (van Saan 1995). Mit Beginn der 1990er Jahre wurde eine stark rückläufige atmosphärische Schwermetallemission für das Stadtgebiet nachgewiesen (Lambert 2011).

Das umliegende Gelände ist im Übergangsbereich von Taunus und Mittelrheintal gelegen. Morpholo-

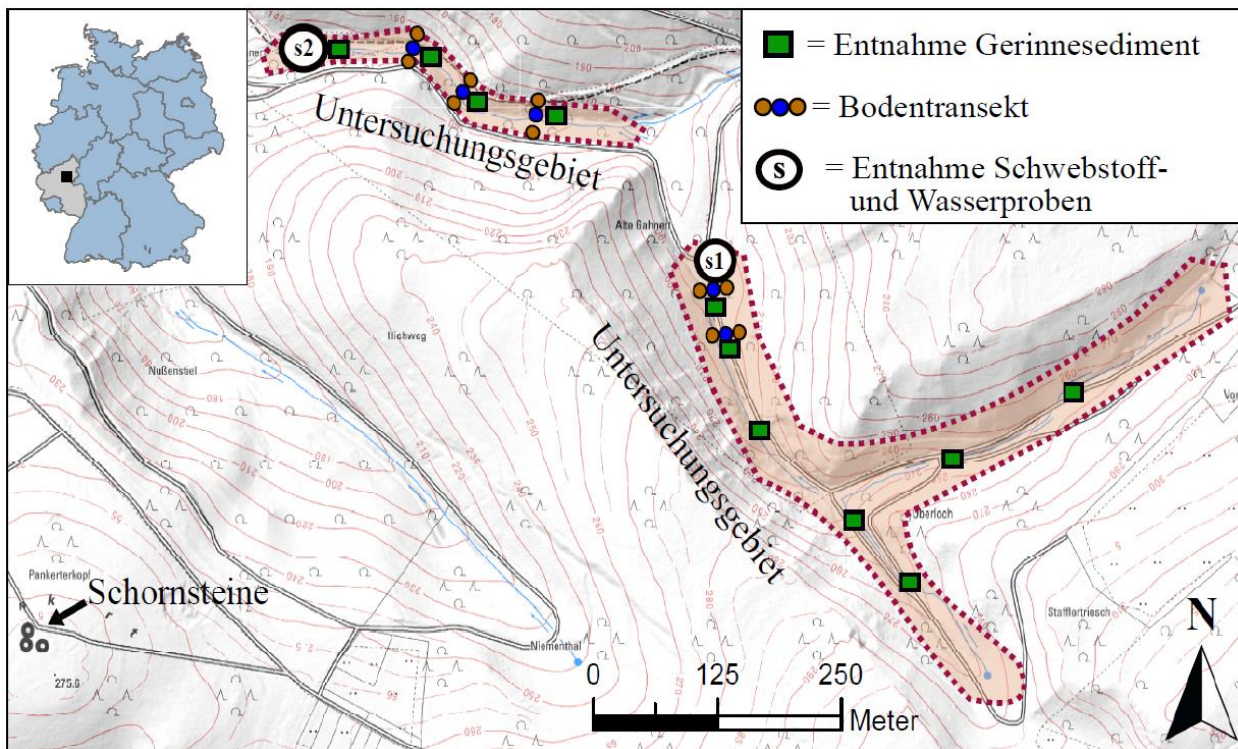
gisch wird das Gebiet von schwach geneigten Hochflächen gekennzeichnet, die von relativ steilen Tälern durchschnitten werden. Die diese Täler durchquerenden Fließgewässer münden, zumeist nach einer Fließstrecke von wenigen Kilometern Länge, direkt in das Gewässer des Rheins oder in eines seiner Nebengewässer. Die steilen Talhänge sollten theoretisch den von Böden ausgehenden stofflichen Transfer in die Fließgewässer der Talsohlen erleichtern, da Erosionsprozesse und Hangwasserbewegungen in Richtung der Talböden von steilen Hangneigungen begünstigt werden. Hierdurch ist anzunehmen, dass Stoffe sowohl in gelöster Form, als auch an Bodenpartikel gebunden in größeren Ausmaßen den Gewässern der Talbereiche zugeführt werden, als unter relativ ausgeglichenen Reliefbedingungen. Hinsichtlich der in den Böden vorliegenden Schwermetallbelastungen führt dies zu der Frage, ob Teilmengen der akkumulierten Schwermetalle über diese Pfade den lokalen Fließgewässern zugeführt werden und ob sich hierbei, in Abhängigkeit von Mobilitäts- und Bindungseigenschaften, elementspezifische Differenzen erkennen lassen. Um einen derartigen Transfer von Schwermetallen zwischen den Böden eines Einzugsgebietes und einem Fließgewässer exemplarisch darzustellen, wurden an einem innerhalb der ehemaligen Bergbauregion Braubach gelegenen

Bach die Transferpfade von Cadmium (Cd) und Blei (Pb) zwischen Böden, Gerinnesedimenten, Schwebstoffen und Wasser untersucht.

## 2 Methoden

Die Probennahme wurde auf einen Bachlauf beschränkt in dem keine Einleitungen von Abwässern zu erwarten waren. Die Anreicherungen von Schwermetallen in Bereichen des Baches sollten entsprechend auf den aus benachbarten Böden erfolgenden Einträgen beruhen. Die Entnahme von Bodenproben erfolgte entlang von 5 Quertransekten. Die Transekte bestanden aus je zwei in Unterhangbereichen gelegenen terrestrischen Böden und einem dazwischen befindlichen semiterrestrischen Boden der Talsohle. Proben wurden einheit-

lich aus 0-10 cm und 20-30 cm Bodentiefe entnommen. Gerinnesedimente wurden in 0-10 cm Tiefe an 11 im Längslauf des Baches gelegenen Lokalitäten entnommen. Zwei Messstellen (S1 und S2) dienten der Gewinnung von Schwebstoffproben. Zur Probennahme wurden Bechergläser herangezogen, die innerhalb des Gerinnes mit einer im Bereich der Wasseroberfläche befindlichen Öffnung befestigt wurden. Die darin eingetragenen Schwebstoffe wurden wöchentlich entleert. Boden-, Gerinnesediment- und Schwebstoffproben wurden vor sämtlichen Analysen luftgetrocknet, mittels Porzellanmörser homogenisiert und auf die Fraktion < 2 mm gesiebt. Zur Bestimmung der innerhalb der Wasserphase vorliegenden gelösten und gesamten Schwermetallgehalte wurden täglich (27.3.–14.5.2017) Wasserproben an den Messstellen S1 und S2 entnommen (Abb. 1).



**Abb. 1: Lage der Quertransekte sowie Entnahmestellen der Gerinnesedimente, Schwebstoffe und Wasserproben.**

Quelle: Eigene Darstellung.

Um die innerhalb des Bachwassers vorliegenden Schwermetallfrachten nach Gesamtgehalten und gelösten Anteilen zu unterscheiden, wurden die entnommenen Wasserproben in zwei Teilproben separiert. Gelöste Schwermetallanteile werden durch eine Größe < 0,45 µm definiert (Ji 2008) und

stellen entsprechend eine Mischung aus verschiedenen Verbindungen, gelösten Ionen und Feinstpartikeln dar, an denen das jeweilige Element gebunden transportiert wird. Eine Teilprobe wurde zur Bestimmung gelöster Schwermetallgehalte mittels Spritzenvorsatzfilter (Cellulose Acetat Membran, Sartorius, Göttingen) < 0,45 µm filtriert

und im Verhältnis 100:1 mit Salpetersäure versetzt. Die zweite Teilprobe wurde, zur Bestimmung der Gesamtgehalte, im Verhältnis 20:1 mit Salpetersäure versetzt, über 8 Stunden bei 65° C erhitzt und anschließend mittels oben genannten Spritzenvorsatzfiltern < 0,45 µm filtriert. Die Filtrate der Wasserproben wurden bis zur Analyse bei minus 18° C gelagert (Garbarino und Hoffmann 1992). Die pH-Werte von Böden, Gerinnesedimenten und Schwebstoffen wurden nach 2-stündiger Suspension der Proben in 0,01 molarer CaCl<sub>2</sub> (Verhältnis 1:2,5) mittels Glaselektrode ermittelt. Korngrößen wurden mittels kombinierter Sieb- und Pipettanalyse ermittelt, nachdem die organische Substanz der Proben durch 2-stündiges Kochen in H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> zerstört und anschließend Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> als Dispergierungsmittel hinzugesetzt wurde. Zur Messung der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C<sub>org</sub>) wurden die Proben in einer Kugelmühle gemahlen. C<sub>org</sub> wurde durch anschließende Veraschung der Proben bei 950° C in einem C/N-Analysator (vario EL cube, Elementar, Langenselbold) bestimmt.

Schwermetallgehalte wurden mittels sequentieller Extraktion nach BCR-Vorgehensweise (Rauret et al. 1999) analysiert. Diese sequenzielle Extraktionsmethode besteht aus 4 Extraktionsschritten

und ermöglicht eine Unterscheidung in austauschbare (F1), reduzierbare (F2), oxidierbare (F3) und residuale (F4) Schwermetallfraktionen (Tab. 1). Zur Ermittlung von Schwermetallgesamtgehalten wurden die Gehalte aller Fraktionen eines Elements miteinander addiert. Als Qualitätskontrolle wurde die hieraus berechnete Summe mit der Konzentration einer Kontrollmessung (einfacher Königswasseraufschluss je Probe gemäß DIN 1995) verglichen. Lagen prozentuale Abweichungen > 10 % vor, wurden die Messwerte aus den Datenreihen entfernt.

Die Gehalte an Cd und Pb in Extraktionslösungen wurden mittels Flammen-AAS bestimmt (A-Analyst 400, Perkin Elmer, Rodgau Jüngesheim). Die Analyse der Gehalte an Cd und Pb in Wasserproben erfolgte mittels ICP-MS (X-Series 2, Thermo Fisher, Dreieich).

Die erhobenen Daten wurden mittels Spearman Rang-Korrelation nach bestehenden Zusammenhängen untersucht. Als signifikant wurden Rang-Korrelationskoeffizienten (r<sub>s</sub>) betrachtet, wenn sie ein Signifikanzniveau von p < 0,01 erreichten.

**Tab. 1: Extraktionssequenzen gemäß BCR-Schema.**

Fraktion und Bindungsform		Extraktion (1g Probe)
F1	Austauschbar: Mobil und leicht mobilisierbar	16-stündiges Schütteln in 50 ml 0,11 molarer Essigsäure (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> O <sub>2</sub> )
F2	Reduzierbar: Gebunden an Fe/Mn (Hydr-)oxide	16-stündiges Schütteln in 40 ml 0,5 molarem Hydroxyl-ammoniumchlorid (NH <sub>3</sub> OH)Cl
F3	Oxidierbar: Organisch gebunden (in stabilen metallorganischen Komplexen)	Erhitzen in 10 ml 8,9 molarem Wasserstoffperoxid (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ), anschließend 16-stündiges Schütteln in 50 ml 1,0 molarem Ammoniumacetat (C <sub>2</sub> H <sub>7</sub> NO <sub>2</sub> )
F4	Residual: Im Kristallgitter von Mineralen gebunden	2-stündiges Erhitzen in Königswasser

Quelle: Eigene Darstellung nach Rauret et al. (1999, S. 60ff.).



### 3 Ergebnisse

Die Böden der Unterhangbereiche variierten in ihren Bodentypen zwischen Kolluvien, Rankern und sauren Braunerden. Die Bodentypen der Talsohlen wurden durchweg als Auengleye klassifiziert. Die Textur zeigte relativ ähnliche Anteile an Sand, Schluff und Lehm in Böden und Gerinnesedimenten. Schwebstoffe zeigten vergleichsweise geringere mittlere Sandgehalte und höhere Anteile an Schluff und Ton. Prozentuale Anteile des  $C_{org}$  unterlagen deutlichen Gehaltsabnahmen mit steigender

Bodentiefe. Bodenbereiche in 0-10 cm Tiefe und Gerinnesedimente verzeichneten relativ ähnliche mittlere  $C_{org}$ -Gehalte. Schwebstoffe wurden über die deutlich höchsten Anteile an  $C_{org}$  gekennzeichnet. Die geringsten mittleren pH-Werte lagen in 0-10 cm Bodentiefe vor. Mit Übergang zu 20-30 cm Bodentiefe erfolgten leichte Zunahmen der durchschnittlichen pH-Werte. Die deutlich höchsten pH-Werte wurden in Gerinnesedimenten und Schwebstoffen erreicht (Tab. 2).

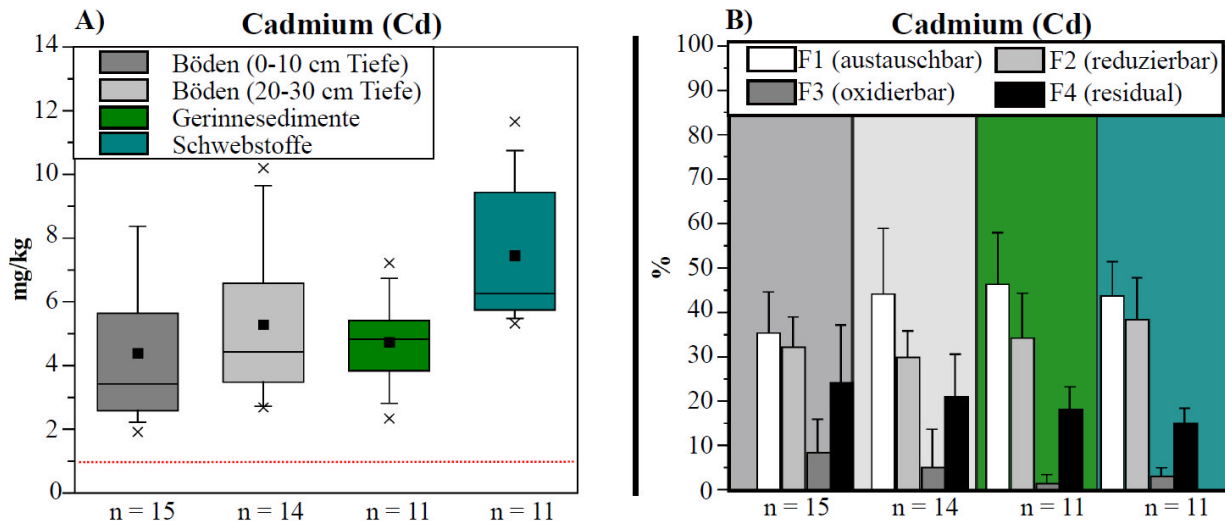
**Tab. 2: Medianwerte der Gehalte an Sand, Schluff, Ton,  $C_{org}$  und der pH-Werte in Böden, Gerinnesedimenten und Schwebstoffen.**

	Böden		Gerinnesedimente	Schwebstoffe
	0-10 cm	20-30 cm	0-10 cm	S1 + S2
Sand (%)	43,7	47,9	47,5	16,2
Schluff (%)	31,9	27,8	30,4	49,6
Ton (%)	24,5	24,4	22,1	34,3
$C_{org}$ (%)	8,59	2,52	8,39	19,4
pH-Wert	4,63	4,81	6,50	6,28

Quelle: Eigene Darstellung.

Das Ausmaß der vorhandenen Schwermetallakkumulationen wird im Vergleich der Gesamtgehalte mit gesetzlichen Grenzwerten ersichtlich. So übertrafen die Konzentrationen des Cd durchweg die für die Bodenarten Lehm und Schluff bestehenden Vorsorgewerte (BBodSchV 1999). Die mittleren Konzentrationen des Cd erreichten die geringsten Werte in 0-10 cm Bodentiefe und fielen in 20-30 cm Tiefe sowie Gerinnesedimenten deutlich höher aus. Höchste Konzentrationen des Cd lagen innerhalb der Schwebstoffproben vor (Abb. 2-A). Alle Proben wiesen die höchsten prozentualen Anteile innerhalb der Bindungsfractionen F1 (austauschbar) und F2 (reduzierbar) auf. Anteile an F1 waren am niedrigsten in 0-10 cm Bodentiefe und fielen in 20-30 cm Bodentiefe, Gerinnesedimenten und Schwebstoffen etwas höher aus. Prozentgehalte an F2 lagen in beiden untersuchten Bodentiefen in ähnlichen Anteilen vor, zeigten mit Übergang zu

Gerinnesedimenten und Schwebstoffen aber leichte Zunahmen. Ausgehend von Oberböden (0-10 cm Tiefe) zeigten die Anteilsverhältnisse an F3 und F4 mit Übergang zu 20-30 cm Bodentiefe, Gerinnesedimenten und Schwebstoffen deutliche Abnahmen (Abb. 2-B). Eine starke Anreicherung in den Gesamtgehalten des Pb wurde für alle Proben ersichtlich, da diese nahezu durchgängig die Vorsorgewerte für die Bodenarten Lehm und Schluff übertrafen (BBodSchV 1999). Besonders in 0-10 cm Bodentiefe lagen hohe Gehalte an Pb vor, welche mit Übergang zu 20-30 cm Tiefe starke Abnahmen zeigten. In den großen Spannweiten des in Böden vorhandenen Pb ist eine räumlich starke Variabilität der Pb-Konzentrationen ersichtlich. Die Gerinnesedimente wiesen einen ähnlichen Medianwert wie die in 20-30 cm Bodentiefe vorgefundenen Pb-Gehalte auf, während in Schwebstoffen etwas höhere Konzentrationen auftraten.



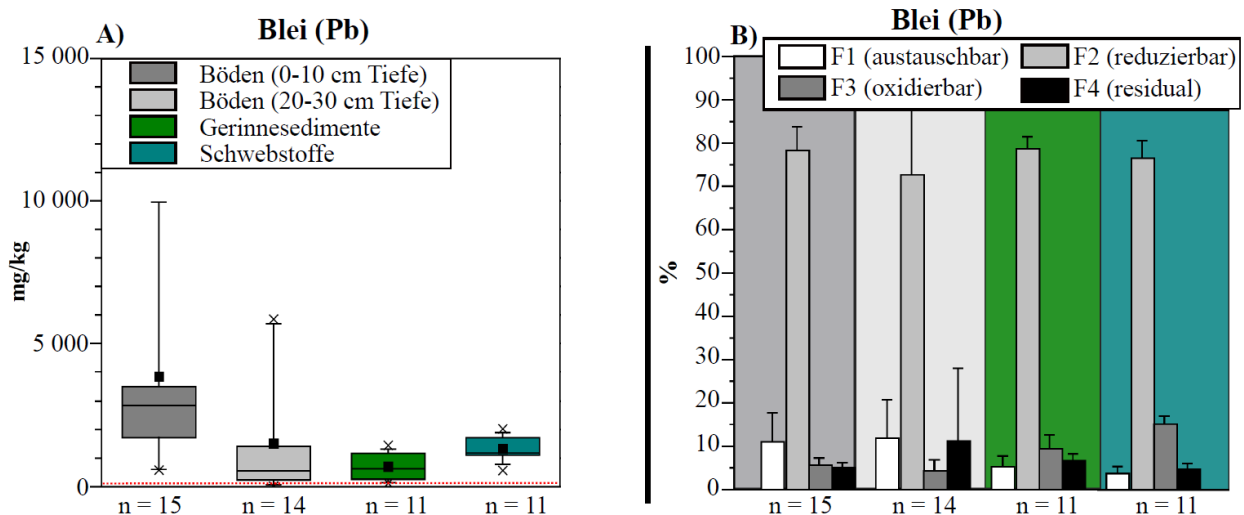
**Abb. 2: Gehalte des Cd in Böden (0-10 cm und 20-30 cm Tiefe), Gerinnesedimenten und Schwebfracht. A) Boxplotdiagramme der Gesamtgehalte (rote Linie = Vorsorgewert für Schluff und Lehm gemäß BBodSchV 1999).**

**B) Balkendiagramme der mittleren prozentualen Anteile der Fraktionen F1-F4 an den Gesamtgehalten (n = Zahl der analysierten Proben).**

Quelle: Eigene Darstellung.

Sowohl Gerinnesedimente als auch Schwebstoffe zeigten im Vergleich zu den Bodenproben eine homogenere Gehaltsverteilung, was sich in geringeren Spannweiten der Messwerte ausdrückt (Abb. 3-A). Das Bindungsverhalten des Pb war von einer starken Dominanz der Anteilsverhältnisse in F2 gekennzeichnet, was sich in durchgehenden Anteilen > 70 % widerspiegelt. F1 verzeichnete leicht hö-

here Anteile in Böden als in Gerinnesedimenten oder Schwebstoffen. Dagegen verliefen die Anteilsverhältnisse an F3 umgekehrt, indem diese in Schwebstoffen die höchsten und in Böden die geringsten Anteile aufzeigte. Die relativen Anteilsverhältnisse an F4 verblieben durchweg gering und erreichten in 20-30 cm die verhältnismäßig höchsten Ausmaße (Abb. 3-B).



**Abb. 3: Gehalte des Pb in Böden (0-10 cm und 20-30 cm Tiefe), Gerinnesedimenten und Schwebfracht. A) Boxplotdiagramme der Gesamtgehalte (rote Linie = Vorsorgewert für Schluff und Lehm gemäß BBodSchV 1999).**

**B) Balkendiagramme der mittleren prozentualen Anteile der Fraktionen F1-F4 an den Gesamtgehalten (n = Zahl der analysierten Proben).**

Quelle: Eigene Darstellung.

Die Ergebnisse der statistischen Analysen zeigten, basierend auf zusammengerechnet insgesamt 51 Boden-, Gerinnesediment- und Schwebstoffproben, nur in Einzelfällen signifikante Korrelationen zwischen Textur, pH-Wert oder  $C_{org}$ -Gehalt und den Konzentrationen der verschiedenen Schwermetallfraktionen (F1-F4). Allerdings korrelierte der pH-Wert der Proben signifikant mit F1 ( $r_s$ : 0,53), F2 ( $r_s$ : 0,55) und Gesamtgehalten ( $r_s$ : 0,47) des Cd. Für Pb konnte lediglich eine relativ schwache Korrelation zwischen Gesamtgehalten und  $C_{org}$ -Gehalten ( $r_s$ : 0,39) nachgewiesen werden.

Schwermetallgehalte der Wasserproben wiesen keine Überschreitungen relevanter Grenzwerte auf. Allerdings konnte zwischen den Standorten S1 und S2 eine deutliche Zunahme sowohl gelöster als auch gesamter Frachten des Cd und Pb beobachtet werden. Im Vergleich zwischen den in der Wassersäule transportierten Schwermetallgehalten waren deutliche Unterschiede zwischen Cd und Pb ersichtlich. So nahm der gelöste Anteil des Cd im Mittel 60-66 % der Gesamtfracht des in der Wasserphase vorhandenen Cd ein. Im Falle des Pb erreichten gelöste Gehalte nur 17-20 % der Gesamtgehalte (Tab. 3).

**Tab. 3: Medianwerte gelöster und gesamter Frachten des Cd und Pb ( $\mu\text{g/l}$ ) in Wasserproben (Standorte S1 und S2) sowie prozentuale Anteile der gelösten Fraktion an den Gesamtgehalten ( $n$  = Anzahl der untersuchten Proben).**

	S1		S2	
	Cd	Pb	Cd	Pb
Gelöst (< 0,45 $\mu\text{m}$ )	0,04	1,76	0,15	4,67
Gesamt (= partikulär + gelöst)	0,06	8,97	0,25	28,2
Anteil der gelösten Gehalte an den Gesamtgehalten (%)	66,6	19,6	60,0	16,6
$n$	45	45	46	46

Quelle: Eigene Darstellung.

#### 4 Diskussion

Eine gegenseitige Beeinflussung zwischen den Sedimenten und Schwebstoffen des Baches und den Böden seines Einzugsgebietes wird in allseits erhöhten Konzentrationen des Cd und Pb ersichtlich. Die höchste Variabilität der Konzentrationen wurde innerhalb der Bodenproben vorgefunden. Geringere Spannweiten der Schwermetallgehalte in Gerinnesedimenten und Schwebstoffen beruhen vermutlich auf stärkeren Mischungsprozessen, denen diese durch den Einfluss fluvialer Dynamik unterliegen. Die Gesamtgehalte des Cd zeigen deutliche Unterschiede im Vergleich von Böden, Gerinnesedimenten und Schwebstoffen. Da die statistischen Analysen keine Korrelationen zwischen Cd-Gehalten und Kornfraktionen der untersuchten Proben aufwiesen, sind die vergleichsweise hohen Gehalte in Gerinnesedimenten und Schwebstoffen nicht anhand von Körnungsunterschieden, sondern nur durch einen von den Böden des Einzugsgebietes in Richtung des Gerinnes erfolgenden Eintrag an Cd zu erklären. Eine von oberen in untere Bodenbereiche stattfindende Verlagerung des Cd

wird bereits in steigenden Konzentrationen bei zunehmender Bodentiefe ersichtlich. Die hohe Mobilität des Cd ist dabei auf die relativ niedrigen pH-Werte der Böden zurück zu führen, unter denen Cd typischerweise über hohe verlagerbare Anteile verfügt (Tack et al. 1996). Dieser Umstand spiegelt sich in den relativ hohen Anteilen des Cd in F1 wider. Von allen untersuchten Bindungsfraktionen wirken sich die in F1 vorliegenden Gehalte am stärksten auf die Porenwasserqualität von Böden aus (Rao et al. 2008). Die relativ hohen Anteile in F1 sollten entsprechend einen von terrestrischen Böden über Hangwässer erfolgenden Cd-Transfer in Richtung der Talsohle und Gerinnesedimente ermöglichen. Nach dem Erreichen des Talbodens ist eine partielle Sorption des in Hangwässern gelösten Cd anzunehmen, da Böden der Talsohle und Gerinnesedimente über höhere pH-Werte verfügen, was die erneute Bindung des eingetragenen Cd begünstigen sollte (Blume und Brümmer 1991). Diese Annahme wird durch die signifikanten Korrelationen zwischen pH-Werten und F1 oder Gesamtgehalten des Cd untermauert. Fluviale Sortierungsprozesse innerhalb des Gerinnes erklären die

zwischen Schwebstoffproben und Gerinnesedimenten bestehenden Differenzen gesamter Cd-Gehalte. Da im Vergleich der Kornfraktionen die höchsten Schwermetallmengen gewöhnlich an Tonminerale gebunden werden (Helios-Rybicka und Kyziol 1991), bewirkt die Anreicherung Cd-reicher Feinpartikel innerhalb der Schwebfracht eine Gehaltszunahme. Größere Partikel mit vergleichsweise geringerer Cd-Fracht bleiben hingegen verstärkt am Gerinnebett des Gewässers zurück, sodass diese durch etwas geringere Schwermetallgehalte gekennzeichnet werden.

Die Gegenwart hoher Pb-Gehalte in 0-10 cm und starker Gehaltsabnahmen mit Übergang zu 20-30 cm Bodentiefe resultiert aus einer vergleichsweise geringeren Mobilität dieses Elements unter den gegebenen pH-Bedingungen (Brümmer et al. 1986). Diese Annahme stimmt mit relativ geringen Gehalten des Pb in F1 überein, was auf eine relativ hohe Retention dieses Elements in den untersuchten Oberböden schließen lässt. Eine hohe Festlegungsrate des Pb innerhalb oberer Bodenbereiche vermindert dessen Freisetzung in Porenwässer und wirkt einer anschließenden über Sickerwässer erfolgenden Verlagerung in Richtung des Gerinnes entgegen. Die gegenüber den Oberböden deutlich geringeren Pb-Gehalte in Gerinnesedimenten und Schwebstoffen sind daher die Folge eines, im Vergleich zu Cd, anteilmäßig geringeren Hangwassereintrags des Pb in Gerinnebereiche. Die gegenüber den Gerinnesedimenten höher ausfallenden Pb-Konzentrationen in Schwebstoffen beruhen auf den bereits für Cd diskutierten Unterschieden der Körnungszusammensetzung. Im Falle des Pb ist hierbei als zusätzlich wirksamer Faktor der Gehaltsunterschied des  $C_{org}$  zu betrachten. Dies ergibt sich aus der schwachen Korrelation von  $C_{org}$  und Pb-Gesamtgehalten, die einerseits natürlicherweise anhand der hohen Pb-Gehalte in organikreichen Oberböden zu erklären ist. Andererseits sollten aber belastete organische Bodenbestandteile, die dem Gewässer aus Oberböden nach erfolgter Erosion zugeführt werden, aufgrund ihrer geringen Dichte tendenziell vermehrt in der Schwebfracht des Gewässers angereichert werden. Hierauf weisen die hohen  $C_{org}$ -Gehalte der Schwebstoffe und die darin vergleichsweise am höchsten ausfallenden Pb-Anteile in F3 hin.

Aus dem Vergleich der Standorte S1 und S2 geht eine stromabwärts erfolgende Zunahme der Cd-

und Pb-Konzentrationen in der Wasserphase hervor. Diese ist vor allem mit der im Längslauf des Gewässers fortschreitenden Interaktion zwischen Wasser und belasteten Böden zu begründen, die als diffuse Quellen beider Elemente betrachtet werden können. Im Falle des Cd kann dies dadurch erklärt werden, dass nach erfolgtem Transport in Richtung der Talböden nur ein Teil der gelöst zugeführten Cd-Anteile in Auengleyen, Gerinnesedimenten oder Schwebstoffen festgelegt und angereichert wird. Weitere gelöste Anteile gelangen scheinbar direkt ins Gewässer oder werden nach erfolgter Festlegung wieder in die Wasserphase frei gesetzt. Dies wird durch die hohen gelösten Anteile an den Gesamtgehalten des im Bachwasser vorhandenen Cd bestätigt.

Für Pb ist ebenfalls eine Freisetzung gelöster Anteile in die Wasserphase plausibel. Zwar wurde bereits festgehalten, dass gelöstes Pb während des zwischen Böden und Gerinne stattfindenden Transfers nur eine vergleichsweise geringe Rolle spielt. Allerdings fallen die geringen leicht mobilisierbaren Anteile des Pb in F1, aufgrund extrem hoher Gesamtgehalte dieses Elements, innerhalb aller Proben in ihren absoluten Konzentrationen noch immer hoch aus. Eine Freisetzung an gelöstem Pb mag daher aus Böden, Gerinnesedimenten oder Schwebstoffen in die Wasserphase in gewissen Ausmaßen stattfinden und die starke Gehaltszunahme des gelösten Pb im Längslauf des Baches bewirken. Diese Gehaltszunahme beschränkt sich nicht nur auf die gelöste Fracht, sondern spiegelt sich auch in Pb-Gesamtgehalten der Wasserphase wider. Das Verhältnis gelöster und gesamter Pb-Frachten innerhalb des Bachwassers zeigt, dass Pb zu deutlich höheren Anteilen in der partikulären Fraktion transportiert wird, als im Falle des Cd beobachtet wurde. Hieraus kann schlussgefolgert werden, dass Cd zu hohen Anteilen in gelöster Form dem untersuchten Gewässer zugeführt wurde. Der Ursprung der hohen partikulären Frachten des Pb ist hingegen zu größeren Anteilen in der Zufuhr Pb-haltiger, erodierter (Ober-) Bodenmaterialien anzunehmen.

## 5 Fazit

Waldböden in der Umgebung der ehemaligen Blei- und Silberhütte Braubach zeigen deutliche Anreicherungen an Pb und Cd. Dies bewirkt, dass von

diesen Böden eine geochemische Prägung des untersuchten Fließgewässers ausgeht, was zu hohen Gehalten beider Elemente in Gerinnesedimenten und Schwebstoffen führt. Da Cd zu bedeutenden Anteilen in leicht austauschbarem Zustand an die Oberflächen der Bodenpartikel gebunden wird, erfolgt dessen vornehmliche Zufuhr in das untersuchte Gewässer über Hangwässer, in denen es im gelösten Zustand in Richtung Gewässer verlagert wird. Während Teilmengen des zugeführten Cd in Gerinnesedimenten oder Schwebstoffen festgelegt und akkumuliert werden, wird ein weiterer Teil in die Wasserphase überführt, wodurch gelöste Anteile den Großteil der innerhalb des Gewässers vorliegenden Cd-Fracht einnehmen. Im Falle des Pb konnte eine vergleichsweise stärkere Retention innerhalb oberer Bodenbereiche festgestellt werden. Hierdurch wird dieses Element weniger stark in Gerinnesedimenten oder Schwebstoffen akkumuliert. Dem untersuchten Gewässer wird Pb zu hohen Anteilen durch die Erosion Pb-haltiger Bodenpartikel zugeführt. Das innerhalb der Wasserphase vorliegende Pb wird entsprechend in großen Anteilen in partikulärer Form stromabwärts transportiert.

## Literaturverzeichnis

- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Bundesgesetzblatt 1999, Teil I (36), 1554–1582, Bonn.
- Blume, H.P. und G. Brümmer (1991): Prediction of heavy metal behavior in soil by means of simple field tests. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 22, 164–174.
- Brümmer, G.W., Gerth, J. und U. Herms (1986): Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149(4), 382–398.
- David, W. (1991): 300 Jahre Blei- und Silberhütte Braubach. Braubach: Selbstverlag.
- DIN (Deutsches Institut für Normung (1995): DIN ISO 11466 Bodenbeschaffenheit: Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente. Berlin: Beuth Verlag.
- Garbarino, J. R. und G. L. Hoffman (1992): Methods of Analysis by the U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory, Comparison of a nitric acid in-bottle digestion procedure to other whole-water digestion procedures. Open File Rep. 99-094, U.S. Geological Survey, Denver, Colorado, USA.
- Helios-Rybicka, E. und J. Kyzioł (1991): Clays and clay minerals as the natural barriers for heavy metals in pollution mechanisms - illustrated by Polish rivers and soils. In: *Mitteilungen der österreichischen Geologischen Gesellschaft* 83, Themenband Umweltgeologie, 163–176.
- Ji, Z.G. (2008): Hydrodynamics and water quality. Modelling rivers, lakes, and estuaries. Hoboken (N.J.), USA: Wiley.
- Lambert, David (2011): Bergbau in Braubach: Geschichte - Technik - Wirtschaft - Umwelt. Weilburg: Lahnbrück Verlag.
- Rao, C.R.M., Sahuquillo, A. und J.F. Lopez Sanchez (2008): A Review of the different methods applied in Environmental Geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. In: *Water, Air and Soil Pollution* 189(1-4), 291–333.
- Rauret, G., J.F. Lopez-Sanchez, A. Sahuquillo, R. Rubio, C. Davidson, A. Ure und P. Quevauviller (1999): Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. In: *Journal of Environmental Monitoring* 1(1), 57–61.
- Rieuwerts, J.S. und M.E. Farago (1995): Lead contamination in smelting and mining environments and variations in chemical forms and bioavailability. In: *Chemical Speciations and Bioavailability* 7(4), 113–123.
- van Saan, Beatrice (1995): Schwermetalle in Wäldern in der Umgebung der Bleihütte Braubach. Aachen: Shaker Verlag.
- Tack, F.M., Callewaert, O.W.J.J. und M.G. Verloo (1996): Metal solubility as a function of pH in a contaminated, dredged sediment affected by oxidation. In: *Environmental Pollution* 91(2), 199–208.

# Die Qualität der intensiv genutzten Oberflächengewässer im Cuvelai-Becken (Nord-Namibia) zum Ende der Trockenzeit 2017

*Leona Faustich, Achim Schulte, Robert Arendt, Frank Kavishe, Joachim Lengricht*

## 1 Einleitung

Der kalte Benguelastrom vor der Küste Namibias ist eine Hauptursache für das aride bis semi-aride Klima des Landes. Der Norden Namibias auf etwa 18° südlicher Breite wird dagegen deutlich durch die innertropische Konvergenzzone beeinflusst, mit einer ausgeprägten Regenzeit von Oktober bis April und einer Trockenzeit von Mai bis September. Im dortigen Cuvelai-Becken (Abb. 1) liegen die Jahresniederschläge zwischen 350 und 550 mm, die jährliche potentielle Evaporation zwischen 2.600 und 3.200 mm (Mendelsohn et al. 2013). Überprägt wird der Wechsel von Regen- und Trockenzeit durch eine relativ hohe Niederschlags-variabilität (Gaughan et al. 2016, Reason & Smart 2015). Die Wahrscheinlichkeit ist hoch, dass es über mehr als zwei Jahre in Folge zu unterdurchschnittlichen Niederschlägen kommt (Mendelsohn et al. 2013).

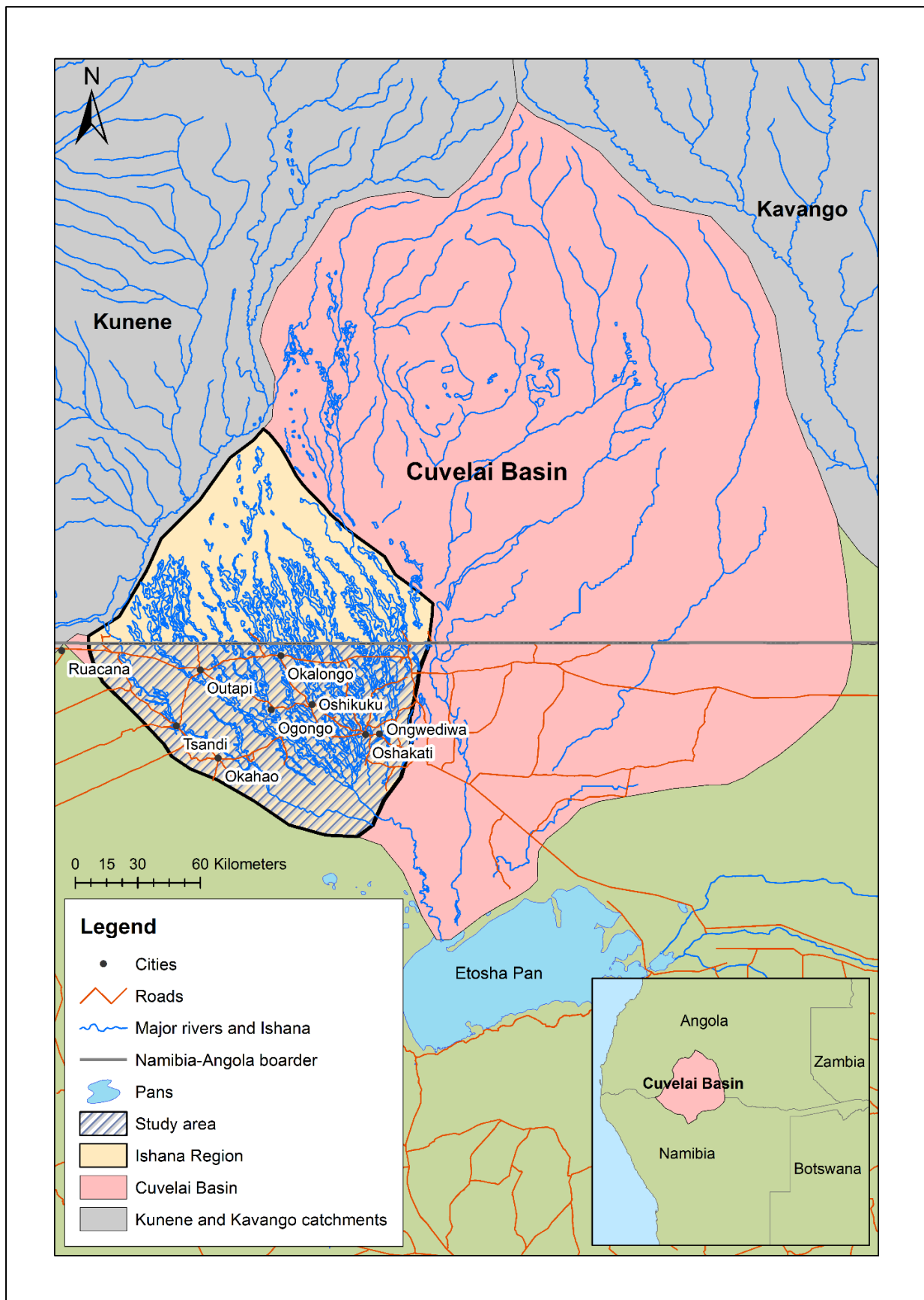
Das Cuvelai-Becken wird im Westen vom Kunene- und im Osten vom Okavango-Einzugsgebiet begrenzt (Abb. 1). Das Becken liegt auf einer Meereshöhe von 1.200 – 1.100 m und fällt mit durchschnittlich 1 ‰ (Angola) bzw. mit bis zu 0,5 ‰ (Namibia) nach Südosten in die Etosha-Pfanne ein (Mendelsohn et al. 2013). Die Flüsse sind zum überwiegenden Teil ephemere. Wenn sie in der Regenzeit fließen, ist dies in unregelmäßiger Folge mit Überschwemmungen verbunden (Abb. 2; siehe auch Awadallah & Tabet 2015, Kuliwoye 2010, Kundzewicz et al. 2014, Skahun et al. 2014, Shifidi 2014). Die gefällearmen, in NW-SO-Richtung verlaufenden, netzartig verbundenen Abflussrinnen und Senken (Abb. 1 und 2 oben), deren Wassertiefen zwischen 1 und 7 m variieren, schrumpfen in der anschließenden Trockenzeit durch die starke Verdunstung und Nutzung zu kleinen, mit Wasser gefüllten Mulden zusammen, die vor Ort als Oshana (Plural Iishana) bezeichnet werden (Abb. 2 unten; Mendelsohn et al. 2013). Sie stellen für die in Subsistenz lebende Landbevölkerung, die die kostenpflichtige Wasserversorgung über ein Pipelinesystem (s.u.) nicht nutzt, eine wesentliche und oft die einzige Wasserressource dar. Im östlichen Teil des Beckens erlauben die höheren Niederschläge eine

landwirtschaftliche Nutzung, weshalb sich dort 40% der Bevölkerung Namibias konzentrieren.

## 2 Vulnerabilität durch schwankende Wassermengen und -qualität

Das Untersuchungsgebiet der Iishana ist morphologisch durch äolische und fluviale Sedimente geprägt (Hüser et al. 2001, Nguno et al. 2011, Goudie & Viles 2015). Häufig reduzieren die oberflächennahen Tonablagerungen, Kalk- (Eitel 1994) und nach eigenen Untersuchungen auch Silikatkrusten die Infiltrationskapazität des Bodens, was den Oberflächenabfluss fördert (Hipondoka 2005). Während der Regenzeit kommt es dadurch zu weiträumigen Überschwemmungen (Abb. 2 oben), die umso stärker werden, je mehr Oberflächenabfluss aus dem Süden Angolas in den Norden Namibias strömt. Die Überflutungen können ein Ausmaß erreichen, dass Menschenleben, Gesundheitsschäden und umfangreiche Schäden an Eigentum und technischer Infrastruktur (Straßen, Brücken, Dämme) zu beklagen sind.

Während der Trockenzeiten verlieren die Iishana durch Verdunstung und Nutzung stark an Wasservolumen (Abb. 2 unten). Viele trocknen gänzlich aus mit negativen Folgen für die Lebensqualität der dort lebenden Menschen. Ausgeprägte Trockenzeiten können sich zu Dürren entwickeln, in denen es im Cuvelai-Becken bereits zu vielen Todesfällen kam, weil es keine Wasser- und daran gekoppelte Nahrungsvorräte mehr gab. So waren besonders die Mitte der 1920er Jahre, die 1980er Jahre und die Zeit 1994-1995 durch schwere Dürren gekennzeichnet (Filali-Meknassi et al. 2014). Zuletzt traten 2013 und 2015 ausgeprägte Dürren auf (EC 2015, Luetkemeier et al. 2016, Masih et al. 2014, Ujeneza & Abiodun 2015). Obwohl die Regenzeit 2014-2015 mit Regenfällen begann, führte das Niederschlagsdefizit im Dezember 2014 und Februar 2015 (der trockenste Februar in den letzten 27 Jahren!) zu massiven Ernteausfällen.



**Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes der namibischen Ishana im westlichen Teil des Cuvelai-Beckens, das von den Einzugsgebieten des Kunene und Okavango umgeben wird**  
 Quelle: Karte erstellt nach Atlas of Namibia (2001) und Digital Atlas of Namibia (2002)



Die Getreideproduktion sank auf 30 % des Vorjahres, mit katastrophalen Auswirkungen auf die Ernährungssicherheit der knapp 1 Mio. Einwohner des namibischen Cuvelai-Beckens (EC 2015, siehe auch SADC 2013, NEWFIU 2015).

Vor dem Hintergrund, dass während der Trockenzeiten ein Großteil der in Subsistenz lebenden Landbevölkerung auf die Nutzung des in den Iishana verbliebenen Wassers in unterschiedlicher Weise angewiesen ist, ist über deren physikochemische und mikrobiologische Qualität sehr wenig bekannt (Christelis & Struckmeier 2011). Dies bemängeln auch Bischofberger et al. (2015), deren Untersuchungen das Ziel hatte, im namibischen Cuvelai-Becken ein integriertes Wasserressourcen-Management zu entwickeln und einzelne Pilotanlagen zu errichten.

Andere Wasserressourcen, wie beispielsweise das Grundwasser, sind teilweise gar nicht oder nur sehr eingeschränkt nutzbar, weil der mehrschichtige Aquifer im Gebiet der Iishana zu hohe Konzentrationen gelöster Stoffe (TDS), Fluoride und Sulfat hat (Mendelsohn et al. 2013). Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hannover, Deutschland) hat in den vergangenen Jahren in der Ohangwena-Region an der Grenze zu Angola in 250-350 m Tiefe ein reiches Grundwasservorkommen entdeckt, das zur Trinkwassergewinnung nutzbar sein wird (u.a. Lindenmaier et al. 2014). Inwieweit die in Subsistenz lebende Landbevölkerung im Norden Namibias diese Wasserressource in Zukunft nutzen können, wird stark von den Kosten und den räumlichen Verteilungsmöglichkeiten abhängen.

Um die Wasserversorgung im Cuvelai-Becken zu verbessern, dient seit 1973 der offen verlaufende Caleque-Oshakati-Kanal als alternative Wasserressource. Er bringt Rohwasser vom Kunene-Fluss in Südafrika zu den am Kanal liegenden vier Wasseraufbereitungsanlagen in Olushandja, Ombalantu, Ogongo und Oshakati (Abb. 1). In der zuletzt genannten Stadt endet er nach etwa 120 km Strecke (Shuuya & Hoko 2014). Durch den offenen Verlauf des Kanals wird – nach eigenen Beobachtungen – das (unbehandelte) Wasser von der ansässigen Bevölkerung für unterschiedliche Zwecke direkt genutzt, was vielfach durch Hinweisschilder untersagt wird. Dies umfasst u.a. das Baden von

Menschen, das Wäschewaschen, als Tränke für Tiere und die Entnahme von Trink- und Bewässerungswasser, wodurch das Rohwasser des Kanals verschmutzt bzw. dessen Menge reduziert wird (Shuuya & Hoko 2014). Die Entnahme von Wasser aus dem Kanal mit Hilfe von Motorpumpen ist zwischen den Standorten WQ\_24 und WQ\_21 (Abb. 3) besonders hoch.



**Abb. 2: Oben: Überschwemmungen der Iishana bei Oshakati (siehe Abb. 1) während der Regenzeit 2008**

Foto: Francisco Bernardo 2008

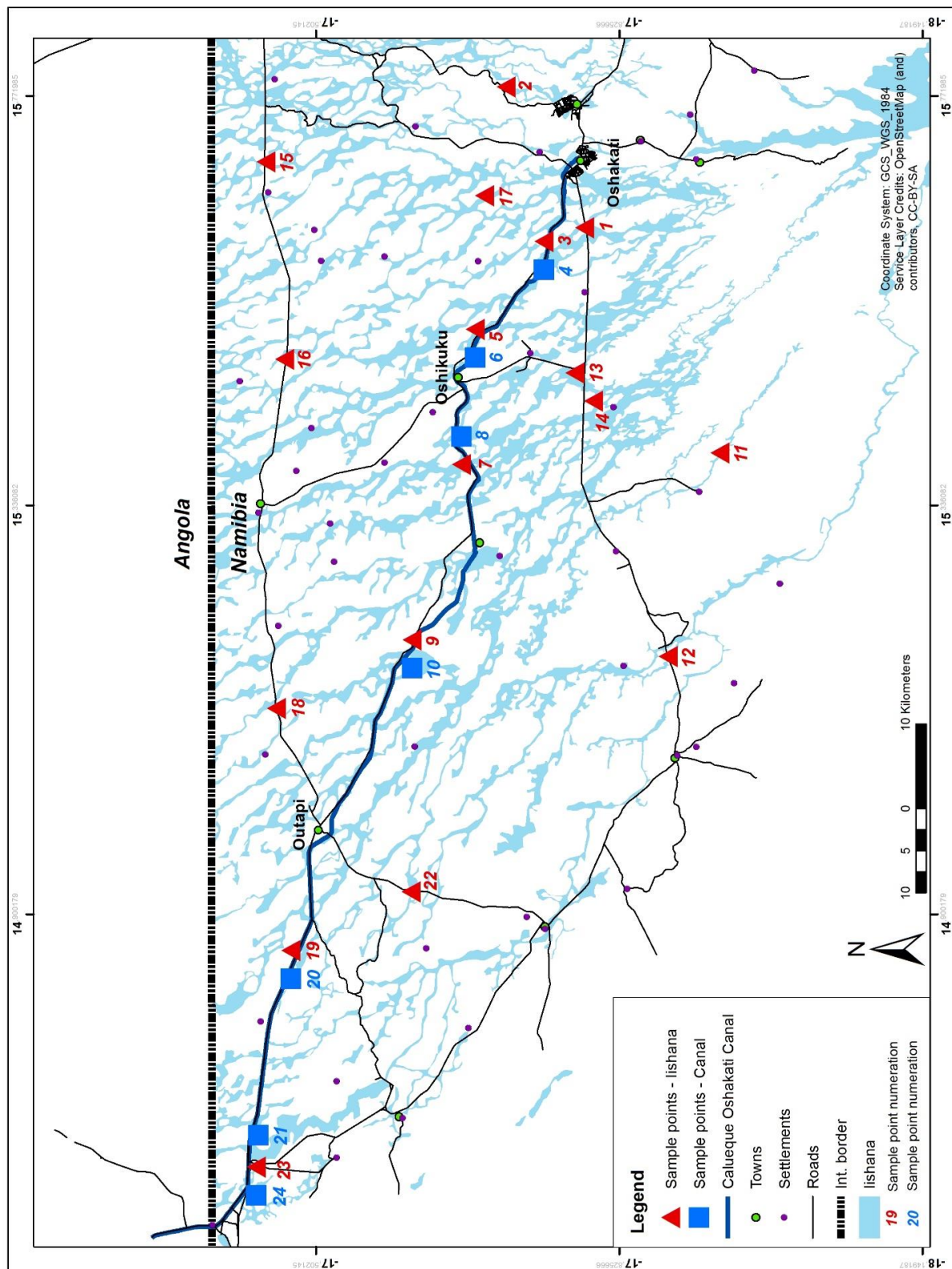
**Unten: Ein Oshana westlich von Oshakati am Ende der Trockenzeit im September 2017 mit stark vermindertem Wasservolumen**

Foto: Leona Faulstich

### 3 Forschungsdefizit

Die überregionalen Verbundvorhaben (Sonderforschungsbereich 389 ACACIA, TIGER-NET und SASSCAL) haben sich bislang mit anderen Regionen (z.B. Kaokoland, Okavango), mit anderen Themenfeldern (Integriertes Wasserressourcenmanagement anhand von Pilotvorhaben im Projekt CuveWaters) bzw. mit größeren räumlichen Skalen (TIGER-NET) beschäftigt.





**Abb. 3: Karte des Untersuchungsgebietes mit den Probenahmestandorten an den Iishana und entlang des Caleque-Oshakati-Kanals**

Quelle: Leona Faulstich

Im Cuvelai-Becken im Norden Namibias ergibt sich daraus ein deutliches Forschungsdefizit hinsichtlich der Wasserqualität der intensiv genutzten Oberflächengewässer.

Der Stand der Forschung zeigt insgesamt, dass es hinsichtlich der Verfügbarkeit und Qualität des Oberflächenwassers im Cuvelai-Becken erhebliche Wissenslücken gibt. Grundlegende Untersuchungen sind notwendig, um die hydrologische und hydrochemische Dynamik in ihrer raum-zeitlichen Dimension darzustellen, zu bewerten (Gefahrenpotential) und damit die Voraussetzung für die Ableitung von geeigneten und nachhaltigen Anpassungs- und Schutzmaßnahmen zu schaffen.

Auch die Regierung Namibias hat deutlich gemacht, dass der Mangel an Daten und Forschungsergebnissen zu Überschwemmungen, Dürren und der Wasserqualität im dicht besiedelten Gebiet der Iishana ein Problem von höchster Priorität für Namibia ist. Es muss gelöst werden, um die negativen Auswirkungen dieser extremen Phänomene zu minimieren (Filali-Meknassi et al. 2014, Ministry of Environment and Tourism Namibia 2011).

#### 4 Methodisches Vorgehen

Zur Vorbereitung der Geländeuntersuchungen wurden im Sommer 2017 aktuelle Sentinel 2- und Landsat 7 -Satellitenbilder des namibischen Cuvelai-Beckens analysiert. Diese Analysen zeigten, welche Iishana in der laufenden Trockenzeit 2017 noch mit Wasser gefüllt waren und welche Fläche sie bedeckten. Dadurch ergab sich ein über das 9.675 km<sup>2</sup> große namibische Gebiet verteiltes Raster möglicher Iishana, die im September 2017 vor Ort untersucht werden sollten. Das Raster sollte den gesamten Raum der namibischen Iishana-Region zwischen Ongwediva im Osten, Okahao im Süden, Ruacana im Westen und der Grenze zu Angola im Norden abdecken (Abb. 1 und 3).

Bei den Untersuchungen im Gelände zeigte sich, dass einige der über die Satellitenbilder vorher detektierten Iishana zwischenzeitlich ausgetrocknet waren. Das Wasser einiger noch bestehender Iishana (Abb. 3) wurde in Anlehnung an die Untersuchungen von Auer (1997), Lehmann (2010),

Shanyengana et al. (2004), Wanke & Wanke (2007) in Namibia, von Cronberg et al. (1995), Warneant (1997), Masamba & Mazvimavi (2008) am Okavango Delta und Rickert et al. (2016) seitens der WHO physikochemisch und mikrobiologisch untersucht. Das Monitoring orientierte sich auch am Merkblatt DWA-M 517 (2015), das die Zielvorgaben der EU-WRRL (Europäische Kommission 2009) als Hintergrund hat. An jedem Standort (Abb. 3) wurden insgesamt 34 Parameter untersucht.

Nachdem vor Ort am Oshana die Sichttiefe mittels einer Secchischeibe in situ gemessen wurde, sind on site Farbe und Geruch des Wassers bestimmt worden. Mit Hilfe der Multiparametersonde YSI 6600 V2-4 wurden Wassertemperatur, pH, Redoxpotential, gelöster Sauerstoff, elektrische Leitfähigkeit, Trübung und Chlorophyll gemessen. An einigen Standorten wurde mittels 9,9%-iger Salzsäure der Kalkgehalt der Sedimente im unmittelbaren Umfeld der Iishana untersucht.

Im Anschluss wurde an den Iishana eine Wasserprobe genommen und off-site im Feldlabor an der UNAM in Ongwediva bzw. am zweiten Standort in Ruacana untersucht. Mit dem portablen HACH DR 1900 VIS Spektralphotometer inkl. Trockenthermostat LT200 und temperierbarer Heizblöcke wurden LCK-Küvettentests durchgeführt. Damit wurde das Iishanawasser auf die Gehalte an Nitrat, Nitrit, Chlorid, Fluorid, Ammonium, Phosphat, Sulfat, gesamter organischer Kohlenstoff und Chemischer Sauerstoffbedarf analysiert. Mit Hilfe eines Inkubators und Schnelltests der Fa. HACH LANGE GmbH (Düsseldorf) wurden die Wasserproben zusätzlich auf Gesamt-Coliforme und E-Coli-Bakterien und auf die Gehalte an Bakterienkolonien, Hefen und Schimmelpilze untersucht.

Eine zweite mit konzentrierter Salpetersäure konservierte Wasserprobe wurde im Anschluss an den Geländeaufenthalt im Labor für Physische Geographie am Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin untersucht. Am ICP-OES wurden die Konzentrationen von Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium und der Schwermetalle Eisen, Mangan, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Nickel und Zink gemessen. Schwermetalle sind als Spurenelemente für Pflanzen, Tiere und Menschen

lebenswichtig, aber bereits in geringer Überkonzentration gesundheits-schädlich oder giftig.

## 5 Ergebnisse

Die physikochemischen und mikrobiologischen Wasseruntersuchungen im September 2017 umfassen die Iishana und den Calueque-Oshakati-Canal sowie eine Stichprobe des Leitungswassers in Ongwediva (Abb. 3, Tab. 1). Von Bedeutung ist, dass die Iishana während der Trockenzeit Standgewässer sind, die aufgrund der hohen Evaporation und tierischen und menschlichen Nutzung erheblich an Wasservolumen verlieren. Demgegenüber führt der offene Kanal kontinuierlich über das ganze Jahr Wasser aus dem Süden Angolas.

Während Iishana- und Kanalwasser durchweg geruchlos waren, ist die Transparenz beider Wasserkörper sehr unterschiedlich. Das Wasser der Iishana hat eine grüngelbe bis stark dunkelgraue Farbe und ist optisch sehr trüb. Die Farbe des Kanalwassers variiert von nahezu transparent bis leicht gelb. Die Sichttiefe der Iishana liegt zwischen 1 cm (!) und 38 cm, die des Kanals zwischen 50 und 70 cm.

Die Trübung der Iishana schwankt zwischen 17,5 NTU (Standort WQ\_15) und 1471,6 NTU (Standort WQ\_05), der Mittelwert liegt bei 631,5 NTU. Die Werte im Kanal sind mit durchschnittlich 12,7 NTU deutlich niedriger (Spannweite von 6,5 bis 17,6 NTU). Auch beim Chlorophyllgehalt liegen die Werte der Iishana mit durchschnittlich 40,66 µg/l deutlich über denen des Kanals mit durchschnittlich 2,61 µg/l (Spannweite aller Proben von 2 bis 85 µg/l).

Bei den Parametern Wassertemperatur (Spannweite von 20,1 bis 31,2 °C), Redoxpotential (Spannweite von 155 bis 297,2 mV) und gelöstem Sauerstoff (Spannweite von 2,56 bis 14,37 mg/l) konnten nur geringe Unterschiede zwischen Iishana- und Kanalwasser festgestellt werden. Die pH-Werte des Iishanawasser schwanken zwischen 7,33 (Standort WQ\_03) und 9,36 (Standort WQ\_17). Das Kanalwasser liegt bei Standort WQ\_24 mit einem Wert von 7,34 im neutralen Bereich und bei Standort WQ\_04 mit 8,93 deutlich im alkalischen Milieu.

Die elektrische Leitfähigkeit zeigt deutliche Unterschiede zwischen Iishana- und Kanalwasser. In den Iishana wurden Werte zwischen 80 und 2230 µS/cm gemessen. Das Kanalwasser zeigt Werte zwischen 74 und 99 µS/cm. Parallelmessungen vor Ort mit einer zweiten Sonde bestätigten die Messungen der Multiparametersonde.

Aluminium, Eisen, Mangan und Natrium zeigen sehr hohe Konzentrationen. Die Aluminiumwerte liegen bei den meisten Iishana bei durchschnittlich 5163,17 µg/l (Spannweite von 237,89 bis 16288,36 µg/l). Im Kanal liegen die Konzentrationen deutlich darunter mit Werten zwischen 122,78 und 384,98 µg/l, nur der Wert an Standort WQ\_04 zeigt mit 18230,92 µg/l als einziger einen etwa 70-fach höheren Wert gegenüber den anderen Kanalstandorten.

Die Eisengehalte des Iishanawassers haben minimale Konzentrationen von 111,04 µg/l und erreichen ein Maximum von 3872,21 µg/l an Standort WQ\_11. Das Kanalwasser liegt zwischen 169,60 und 310,53 µg/l. Auch hier zeigt der Standort WQ\_04 ein Extremwert mit 3683,49 µg/l. Die Differenzen zwischen Iishana und Kanal sind auch beim Eisengehalt sehr hoch.

Auch Chlorid, das mit Abstand auffälligste Anion, zeigt deutliche Unterschiede zwischen Iishana- und Kanalwasser. Bei den Iishana liegen die Werte zwischen 3,92 und 554 mg/l. Die Konzentrationen im Kanal liegen mit 1,31 mg/l bis 2,79 mg/l deutlich darunter und zeigen auch keine so hohe Schwankungsbreite.

Auch Phosphat hat eine hohe Schwankungsbreite der gemessenen Daten in den Iishana zwischen < 0,05 mg/l (unter der Bestimmungsgrenze) und > 1,5 mg/l (über der Bestimmungsgrenze). Das Kanalwasser zeigt durchweg Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/l, nur der Standort WQ\_04 fällt mit 0,3 mg/l heraus.

**Tab. 1: Ergebnisse der Wasseranalysen von den in Abb. 3 gezeigten Ilishana- und Kanalstandorten und der Trinkwasserprobe von Ongwediva. Die Reihenfolge der Kanalstandorte von WQ\_24 bis WQ\_04 erfolgt in Fließrichtung. Die Spalten mit den Konzentrationen sind so angeordnet, dass die Belastung von links nach rechts abnimmt. Die Einordnung der Analyseergebnisse erfolgt nach DWAF (1990) und WHO (2011)**

	Caluque-Oshakati-Canal																						
	Turbidity (NTU)	Aluminum (mg/l)	Iron (mg/l)	Manganese (µg/l)	Sodium (mg/l)	Sulfate (mg/l)	Chloride (mg/l)	Phosphate (mg/l)	Ammonia (mg/l)	Nitrate (mg/l)	pH	Conductivity (µS/cm)	Copper (mg/l)	Calcium (mg/l)	Potassium (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Cobalt (mg/l)	Chromium (mg/l)	Lead (mg/l)	Fluoride (mg/l)	Cadmium (mg/l)	Zinc (mg/l)	
Ilishana	198.6	2166.0	870.5	397.05	177.8	270.00	0.48	0.18	1.76	8.82	2014	9.5	14.31	13.3	6.01	6.02	3.2	2.2	0.9	1.00	0.8	0.00	
WWQ_01	124.6	1076.1	400.0	125.6	79.11	23.13	0.41	0.25	0.96	8.24	474	4.1	26.44	2.6	15.45	8.07	1.3	0.6	1.3	<0.10	0.5	0.00	
WWQ_02	1065.3	520.6	321.2	5.6	5.82	175.6	102.00	1.47	0.65	0.83	7.33	448	6.7	6.04	1.2	1.91	1.96	0.2	0.5	nn	<0.10	0.3	0.00
WWQ_03	1471.6	488.4	437.0	49.5	7.44	707.1	455.00	>1.50	>2.00	>13.50	7.67	1606	3.1	6.18	1.3	2.34	2.43	0.8	0.6	0.8	<0.10	0.4	nn
WWQ_05	219.7	2422.0	1145.0	129.8	263.76	87.6	278.00	0.68	0.26	1.63	8.91	1335	5.9	24.06	5.4	17.45	16.64	3.6	2.1	3.3	<0.10	0.4	0.00
WWQ_07	60.6	11629.9	3358.7	208.6	98.63	<40.00	3.92	0.16	0.06	0.37	7.60	80	3.6	16.28	11.2	5.27	8.47	6.7	6.1	5.5	<0.10	0.5	0.01
WWQ_09	1282.7	15056.9	3872.2	132.0	203.98	265.1	289.00	>1.50	0.33	3.29	7.60	941	4.3	15.74	16.6	14.92	12.52	4.6	8.5	2.8	<0.10	0.5	0.01
WWQ_11	416.4	5009.7	1812.0	204.5	154.87	118.3	167.00	0.85	0.37	1.85	8.40	881	13.6	17.91	7.4	6.48	9.48	3.2	3.2	2.9	<0.10	0.5	0.00
WWQ_12	1210.5	16288.4	3172.0	185.4	133.25	264.6	203.00	>1.50	0.80	2.73	7.58	766	16.9	8.97	16.5	9.48	8.91	7.2	7.9	2.9	<0.10	0.5	0.01
WWQ_13	1181.8	14668.2	2403.9	202.5	152.94	257.9	201.00	>1.50	0.94	3.36	7.65	738	5.8	11.61	17.7	10.27	9.73	7.3	6.9	2.2	<0.10	0.4	0.01
WWQ_14	17.5	237.9	111.0	4.8	116.61	204.9	334.4	<0.05	<0.06	<0.23	8.67	620	2.1	8.88	1.0	2.13	2.27	0.1	0.8	nn	0.38	0.3	nn
WWQ_15	1380.9	5518.9	1195.8	479.3	>400.00	571.5	554.00	>1.50	1.96	1.05	8.09	2730	61.6	37.75	21.1	13.14	17.70	11.1	2.4	nn	<0.10	0.6	0.02
WWQ_16	173.7	1497.4	569.9	117.0	328.49	185.1	315.00	0.67	0.38	1.39	9.36	2145	25.0	14.68	6.8	10.43	6.17	2.5	0.9	1.5	0.73	0.4	0.00
WWQ_17	985.4	7210.3	2212.8	163.9	75.34	181.2	549.00	1.21	0.62	0.93	7.90	364	108.7	14.67	43.5	4.67	11.92	5.1	4.2	3.8	<0.10	0.4	0.01
WWQ_18	827.9	3118.0	3481.8	678.4	12.97	259.3	46.36	>1.50	1.00	3.47	8.23	106	117.1	17.69	8.5	8.78	7.33	8.9	2.0	2.2	<0.10	0.4	0.02
WWQ_19	45.0	397.8	203.3	68.3	24.28	<40.00	13.17	0.22	0.08	0.06	8.46	348	2.2	31.80	2.2	10.03	10.33	1.0	0.6	nn	0.27	0.3	nn
WWQ_22	72.9	467.5	217.7	98.5	64.50	<40.00	14.60	0.23	0.11	0.09	8.99	394	1.6	18.69	2.1	7.91	6.42	2.1	0.8	nn	<0.10	0.4	0.00
WWQ_23																							

Tap Water Ongwediva																							
TW_O	1.2	58.0	49.0	1.4	5.96	<40.00	5.21	<0.05	<0.02	<0.23	7.66	105	988.9	7.00	2.2	1.96	2.16	0.2	0.4	2.0	0.15	0.3	0.36

Namibian Water Act 54 1956																							
A	1	150	100	50	100	200	250	1	1	10	6.0-9.0	1500	500	150	250	200	70	250	100	50	1.5	10	1
B	5	500	1000	400	600	600	600	5	2	20	5.5-9.5	3000	1000	200	500	400	100	500	200	2	20	5	
C	10	1000	2000	2000	800	1200	1200	--	4	40	4.0-11.0	4000	2000	400	1000	800	200	1000	400	200	3	40	10
D	10	1000	2000	2000	800	1200	1200	--	4	40	4.0-11.0	4000	2000	400	1000	800	200	1000	400	200	3	40	10

WHO 2011	1.5	100	100	50	50			--	--	50	8.2-8.8	--	--	70	--	--	--	--	50	10	5	3	--
----------	-----	-----	-----	----	----	--	--	----	----	----	---------	----	----	----	----	----	----	----	----	----	---	---	----

Die Sulphatgehalte der Iishana schwanken zwischen Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze ( $< 40 \text{ mg/l}$ ) und einem Maximum von  $707,10 \text{ mg/l}$  an Standort WQ\_05. Die Konzentrationen des Kanalwassers liegen alle unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die geringsten Nitratgehalte des Iishanawassers liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze ( $< 0,23 \text{ mg/l}$ ), der Maximalwert bei  $>13,5 \text{ mg/l}$  (oberhalb der Bestimmungsgrenze) bei WQ\_15. Im Kanal treten Konzentrationen auf, die nahe oder unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Die Analyse der Kationen Calcium, Kalium und Magnesium ergab, dass an allen Standorten niedrige Konzentrationen auftreten. Die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer und Nickel zeigen niedrige Konzentrationen. Auch die Zink-Konzentrationen tendieren in den Iishana und im Kanal gegen Null, an drei Iishana- und zwei Kanal-Standorten liegen die Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze.

Bei der Analyse der mikrobiologischen Aktivitäten war die Bandbreite der Ergebnisse deutlich geringer als bei der Wasseranalytik. An allen Untersuchungsstandorten fanden sich zwischen 100 und 100.000 Bakterienkolonien. An keinem Standort konnten dagegen Hefen oder Schimmelpilze nachgewiesen werden. Da keine Qualifizierung der Bakterien erfolgte, kann noch nicht eindeutig geklärt werden, ob die Bakterien für die Absenz der Hefen und Schimmelpilze verantwortlich sind. Gesamt Coliforme sind ebenfalls an allen Iishana und im Kanal vorhanden. Auch das E.coli Bakterium wurde an jedem Messstandort an Iishana und Kanal nachgewiesen.

Das in Ongwediva beprobte Trinkwasser (Tab. 1) ist das vom Wasserwerk in Oshakati aufbereitete Rohwasser des Calueque-Oshakati-Kanals. Nur die Trübung und der Kupfergehalt sind leicht erhöht, alle übrigen Konzentrationen sind sehr gering bzw. liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

## 6 Interpretation

Bei der Interpretation der Daten ist zu berücksichtigen, dass Interviews vor Ort ergeben haben, dass Iishana, die nahe am Kanal liegen, in der Trockenzeit von der Bevölkerung vor Ort wiederholt mit Kanalwasser aufgefüllt werden. Klare Aussagen dazu gab es für die Standorte WQ\_03 und WQ\_19, möglicherweise trifft dies auch für die Standorte WQ\_05, WQ\_07 und WQ\_23 zu.

Die Interpretation der Ergebnisse bezieht sich auf die Analysen der Iishana, des Kanalwassers und dem daraus in Oshakati aufbereiteten Trinkwasser (Tab. 1). Die Qualitäten dieser drei Wasserquellen werden hinsichtlich der Grenzwerte eingeordnet, die im Namibian Water Act 54 von 1956 aufgeführt sind und nach wie vor Gültigkeit haben (vgl. DWAF - DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY 1990). Die Analyseergebnisse werden ferner bezüglich der internationalen „Guidelines for Drinking-Water Quality“ (WHO 2011) eingeordnet. Dies geschieht vor dem Hintergrund, dass das Wasser der Iishana und des Kanals einer vielfachen Nutzung unterliegt - Viehtränke, Waschwasser, Bewässerung, Badegewässer, aber auch Trinkwasser. Trotzdem ein weit verzweigtes Pipelinesystem das in den Wasserwerken aufbereitete Rohwasser als Trinkwasser einem großen Teil der Bevölkerung zur Verfügung stellt, sind Teile der in Subsistenzlandwirtschaft lebenden Landbevölkerung auch auf die Iishana als Trinkwasserquelle angewiesen.

Der Namibian Water Act 54 teilt die Gewässer in vier Kategorien bzgl. der Wasser- und mikrobiologischen Qualität ein (siehe auch Tab.1):

Group A: excellent quality / bacteriological very safe

Group B: acceptable quality / bacteriological still suitable for human consumption

Group C: health risk/ bacteriological risk for human consumption, immediate rectification

Group D: high health risk - / bacteriological unsuitable for human consumption

In den Iishana liegt die Sichttiefe des Wassers zwischen 1 und 38 cm. Entsprechend hoch fallen die Trübungswerte aus, was dazu führt, dass die Iishana ausnahmslos in Kategorie D eingeordnet werden. Laut WHO (2011) soll die Trübung in Gewässern ohne Aufbereitung maximal 5,0 NTU sein, besser unter 1,5 NTU. Danach ist die Trübung der Iishanawasser viel zu hoch für den menschlichen Konsum.

Auch die Konzentrationen an Aluminium und Eisen sind überwiegend so hoch, dass das Iishanawasser und auch das Kanalwasser an WQ\_04 nach DWAF (1990) ein geringes bzw. hohes Gesundheitsrisiko darstellen. Nach WHO (2011) wird an allen Iishana- und Kanalstandorten der Richtwert von 100 µg/l deutlich, teilweise sehr deutlich überschritten.

Die Konzentrationen an Mangan, Natrium, Sulphat, Chlorid, Phosphat, Ammonium und Nitrat nehmen in genannter Reihenfolge ab, so dass nach DWAF (1990) eine akzeptable bis sehr gute Wasserqualität vorliegt. Nach WHO (2011) werden hinsichtlich Mangan und Natrium die Richtwerte für die Iishana i.d.R. überschritten, das Kanalwasser liegt deutlich unter dem Richtwert. Bei Nitrat liegen Iishana und Kanalwasser unter dem Richtwert von 50 mg/l.

Die Konzentrationen an Kupfer, Calcium, Nickel, Kalium, Magnesium, Cobalt, Chrom, Blei, Fluorid, Cadmium und Zink sind nach DWAF (1990) so gering, dass diesbezüglich eine sehr gute Wasserqualität vorliegt. Auch die Richtwerte nach WHO (2011) werden deutlich unterschritten.

Grundsätzlich zeigen die gemessenen Konzentrationen ein räumliches Muster. Bei vielen Parametern liegen die Werte in der östlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes und zur Grenze nach Angola (u.a. WQ\_16) höher als im Zentrum. Zum einen könnte das unterschiedliche Wasservolumen verantwortlich sein, das am Ende der Trockenzeit noch vorhanden ist. Zum anderen könnten die höhere Bevölkerungsdichte und der damit verbundene Nutzungsdruck im Osten des Iishanagebietes für die höhere Belastung des Iishanawassers verantwortlich sein.

Das Wasser des Kanals ist – bis auf eine Ausnahme – deutlich weniger belastet, nur bei der Trübung wird es in Kategorie C und D eingeordnet. Die Aluminium- und Eisenkonzentrationen sorgen überwiegend für eine Zuordnung in Kategorie B. Alle anderen Konzentrationen sind so gering, dass das Kanalwasser in Kategorie A eingeordnet wird.

Die Ausnahme stellt der Kanalstandort WQ\_04 dar. Die Konzentrationen vieler Parameter sind gegenüber den anderen Standorten extrem erhöht, liegen vielfach – auch bei den Schwermetallen – im Bereich der hohen Konzentrationen der Iishana-wasser. Die Probennahmestandorte entlang des Kanals sind in Tab. 1 von WQ\_24 bis WQ\_04 in Fließrichtung angeordnet, entlang der kein Trend erkennbar ist. Der Standort WQ\_04 liegt etwa 12 km unterhalb von Probenahmestelle WQ\_06, der – wie die oberhalb gelegenen Standorte – deutlich geringere Konzentrationen zeigt. Die Quelle der Kontamination, die zu den hohen Konzentrationen bei WQ\_04 führt, ist gegenwärtig nicht bekannt, wird in Zukunft aber genauer untersucht.

Hohe Trübungswerte zeigen hohe Schwebstoffanteile an, was in Verbindung mit den erhöhten Chlorophyll-Gehalten und Wassertemperaturen für eine intensive Primärproduktion der Bakterien in den Iishana spricht (OHLE 1964). Die Trübungswerte des Kanals sind etwas niedriger als in vergleichbaren Studien von SHUUYA & HOKO (2014), die aussagen, dass sich aufgrund der anthropogenen Einträge, die sich entlang des Kanals aufsummieren, die Qualität des Wassers verschlechtert. In der vorliegenden Studie kann dies nur eingeschränkt bestätigt werden. WQ\_04 ist der einzige Standort, der eine deutlich höhere Belastung hat.

Die beschriebene chemische Beschaffenheit der Gewässer steht in einem Wechselspiel mit den mikrobiologischen Aktivitäten. Die gemessenen mikrobiologischen Belastungen des Iishana- und Kanalwassers führen zur Einordnung in Gruppe D. Bei den Bakterienkolonien sind die Ergebnisse an den Standorten derart unterschiedlich, dass sie in Kategorie A, B, C oder D eingeordnet werden. Sowohl laut DWAF (1990) als auch WHO (2011) dürfen pro 100 ml weder Coliforme, noch E. coli Bakterien vorkommen. Die Präsenz dieser Bakterien führen dazu, dass das Gewässer nicht für den menschlichen Konsum geeignet ist.

## 7 Fazit

Die physikochemischen und mikrobiologischen Untersuchungen des Iishana- und Kanalwassers zeigen sehr diverse Ergebnisse. Bei einigen Parametern liegen die Werte nach DWAF (1990) und WHO (2011) im akzeptablen Bereich der Kategorien A und B. Doch einige Parameter haben so hohe Konzentrationen, dass die Gewässer für den menschlichen Konsum ungeeignet sind (Kategorien C und D). Neben Trübung, Aluminium- und Eisengehalt ist die bakterielle Belastung so hoch, dass ein Verzehr des unbehandelten Wassers laut DWAF (1990) und WHO (2011) mit teilweise hohen gesundheitlichen Risiken verbunden ist.

Die Aufnahmesituation am Ende der Trockenzeit 2017 stellt zweifellos ein Extrem im Niederschlagsjahr dar. Die Iishana hatten für knapp sechs Monate keine Wasserzufuhr und waren der hohen Evaporation und Nutzung durch Mensch und Tier ausgesetzt. In Interviews mit der lokalen Bevölkerung wurde deutlich, dass am Anfang der Trockenzeit das Wasser der Iishana noch stärker für den häuslichen Gebrauch oder sogar als Trinkwasser verwendet wird. Die ansässige Bevölkerung ist sich der Belastung des Iishanawassers bewusst, weshalb man besonders am Ende der Trockenzeit auf die Nutzung verzichten möchte. Doch nicht alle der in Subsistenz lebenden Landbevölkerung ist der Zugang zu Trinkwasser möglich (räumlicher Zugang, Kosten), so dass auch das verschmutzte Wasser der Iishana weiter genutzt wird.

Der Kanal stellt in der Trockenzeit eine verlässliche Wasserquelle dar. Jedoch verändert sich die Beschaffenheit des Wassers entlang seines Verlaufs (vgl. SHUUYA & HOKO 2014). Diese in Fließrichtung zunehmende Belastung des Kanalwassers konnte bei diesen Untersuchungen nicht bestätigt werden. Jedoch fällt Standort WQ\_04 auf, da das Wasser dort kurz vor der Stadt Oshakati extrem hohe Konzentrationen aufweist. Ob punktuelle oder diffuse Eintragsquellen für die Belastung des Kanalwassers an Standort WQ\_04 verantwortlich sind, konnte in der Messkampagne im September 2017 nicht festgestellt werden. Hier sind weitere Untersuchungen geplant.

Da die Iishana eine bedeutende Wasserquelle in der Region darstellen, ihre Wasserqualität jedoch nicht den namibischen (DWAF 1990) und internationalen Richtwerten (WHO 2011) entspricht, sind an den Gewässern regelmäßige Screenings und darauf aufbauende Aufbereitungsmaßnahmen wünschenswert zu entwickeln, um die Bevölkerung vor gesundheitlichen Schäden zu schützen. In wie weit die Tiere durch den Verzehr des belasteten Iishanawassers gesundheitlich belastet oder gefährdet sind, ist auch in weiterführenden Untersuchungen zu klären.



## Danksagung

Wir danken der „Deutschen Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH“ (Büro Windhoek, Namibia) für die logistische Unterstützung der Feldkampagne im September 2017. Auch dem „Namibia Meteorological Service“ in Windhoek sind wir für die Überlassung von meteorologischen Daten aus dem Norden Namibias zu Dank verpflichtet. Dem Labor für Physische Geographie am Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin danken wir für die Unterstützung bei den Wasseranalysen.

## Literaturverzeichnis

- Auer C. (1997): Water availability and chemical water quality as important factors for sustainable wildlife management in the Etosha National Park and for domestic stock in farming areas of Namibia. Windhoek, Directorate of Environmental Affairs, Ministry of Environment and Tourism.
- Awadallah A.G. & Tabet D. (2015): Estimating flooding extent at high return period for ungauged braided systems using remote sensing: a case study of Cuvelai Basin, Angola. *Natural Hazards* 77. pp. 255–272.
- Bauer-Gottwein P., Jensen I.H., Guzinski R, Bredtoft G.K.T., Hansen S., Michailovsky C.I. (2015): Operational river discharge forecasting in poorly gauged basins: the Kavango River basin case study. *Hydrology and Earth System Sciences* 19. pp. 1469–1485.
- Bischofberger J., Schuld-Baumgart N., Lenzen E. (2015): Omeya ogo omwenyo – Water is Life. CuveWaters Report.
- Bollig M., Brunotte E., Becket T.h. (2002): Interdisziplinäre Perspektiven zu Kultur- und Landschaftswandel im ariden und semiariden Nordwest Namibia. – *Kölner Geographische Arbeiten* 77.
- Bubenzer O., Bolten A., Darius F., [eds.] (2007): Atlas of Cultural and Environmental Change in Arid Africa. – *Africa Praehistorica*, 21: 240 p.; Cologne.
- Christelis G. & Struckmeier W. (2011): Groundwater in Namibia, Ministry of Agriculture, Water and Rural Development.
- Cronberg G., Gieske A., Martins E., Prince Nengu J., Stenstrom M (1995): Hydrobiological studies of the Okavango Delta and Kwando/ Linyanti, Chobe River, Botswana; I, Surface Water Quality Analysis: Botswana. Notes and records 27: 151–226.
- DWAF - DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY (1990): The Water Act (Act 54 of 1956) and its requirements in terms of water supplies for drinking water and for waste water treatment and discharge. Ministry of Agriculture, Water and Rural Development.
- DWA-M 517 (2017): Gewässermonitoring – Strategien und Methoden zur Erfassung der physikalisch-chemischen Beschaffenheit von Fließgewässern. Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- EC - European Commission (2009): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) – Guidance on Surface Water Chemical Monitoring under the Water Framework Directive. Guidance Document No. 19, Technical Report – 2009 – 025. Luxemburg. ISBN 978-92-79-11297-3
- EC - European Commission (2015): Seasonal Monitoring in Namibia. Severe drought affecting cereal production and pastoral areas in northern and central Namibia. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Eitel B. (1994): Kalkreiche Decksedimente und Kalkkrustengenerationen in Namibia: Zur Frage der Herkunft und Mobilisierung des Calciumcarbonats. *Stuttg. Geogr. Stud.* 123: 193 pp.
- Filali-Meknassi, Y. (2014): Data access, availability and quality assessment for the development of a flood forecasting model for Namibia.
- Gaughan A.E., Staub C.G., Hoell A., Weaver A., Waylen P.R. (2016): Inter- and Intra-annual precipitation variability and associated relationships to ENSO and the IOD in southern Africa. *International Journal of Climatology* 36. pp. 1643–1656.
- Goudie A. & Viles H. (2015): Landscape and Landforms of Namibia. Springer, Heidelberg.



- Guzinski R., Kass S., Huber S., Bauer-Gottwein P., Hedegaard Jensen I., Naeimi V., Doubkova M., Walli A., Tottrup C. (2014): Enabling the Use of Earth Observation Data for Integrated Water Resource Management in Africa with the Water Observation and Information System. *Remote Sensing* 6: 7819-7839.
- Hipondoka, M. (2005): The Development and Evolution of Etosha Pan, Namibia, Dissertation.
- Hüser K., Besler H., Blümel W.D., Heine K., Leser H., Rust U. (2001): Namibia – eine Landschaftskunde in Bildern. Edition Namibia 5. Göttingen, Windhoek.
- Kaspar F., Helmschrot J., Mhanda A., Butale M., de Clercq W., Kanyanga J.K., Neto F.O.S., Kruger S., Castro Matsheka M., Muche G., Hillmann T., Josenhans K., Posada R., Riede J., Seely M., Ribeiro C., Kenabatho P., Vogt R., Jürgens N. (2015): The SASSCAL contribution to climate observation, climate data management and data rescue in Southern Africa. *Advances in Science and Research* 12. pp. 171-177.
- Kluge T., Liehr S., Lux A., Moser P. (2010): Integrated Water Resources Management in central northern Namibia. In: Mollinga, P., Bhat, A. & Saravanan, V.S. (Eds.): *When Policy Meets Reality. Political Dynamics and the Practice of Integration in Water Resources Management Reform*. ZEF Development Studies Vol 13. Berlin: Lit Verlag, pp. 151-176.
- Kuliwoye E.K. (2010): Flood Hazard Assessment by means of Remote Sensing and Spatial analyses in the Cuvelai Basin. Case Study Ohangwena Region – Northern Namibia. Master thesis, Seminar Series Nr. 218.
- Kundzewicz Z.W., Kanae S., Seneviratne S.I., Handmer J., Nicholls N., Peduzzi P., Mechler R., Bouwer L.M., Arnell N., Mach K., Muir-Wood R., Brakenridge G.R., Kron W., Benito G., Honda Y., Takahashi K., Sherstyukov B. (2014): Flood risk and climate change: global and regional perspectives. *Hydrological Sciences Journal* 59 (No. 1). pp. 1-28.
- Lehmann, F.L. (2010): Water quality of the Swakoppoort Dam, Namibia. Master thesis, University of Freiburg i.Br.
- Lindenmaier F., Miller R., Fenner J., Christelis G., Dill H.G., Himmelsbach T., Kaufhold S., Lohe C., Quinger M., Schildknecht F., Symons G., Walzer A., van Wyk B. (2014): Structure and genesis of the Cubango Megafan in northern Namibia: implications for its hydrogeology. *Hydrogeology Journal* 22(6). pp. 1307-1328.
- Luetkemeier R., Stein L., Drees L., Liehr S. (2016): Blended Drought Index (BDI). Estimating Drought Risk in the Cuvelai Basin Using Multiple Satellite Datasets. Frankfurt am Main.
- Lux A. & Janowicz C. (2009): Water use options for regional development. Potentials of new water technologies in Central Northern Namibia. *Cuvelai Waters Papers* 6. Frankfurt a.M.
- Masamba W.R.L., Mazvimavi D. (2008): Impact on water quality of land uses along Thamalakane-Boteti River: An outlet of the Okavango Delta. *Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C* 33 (8): 687-694.
- Masih I., Maskey S., Mussá F.E.F., Trambauer P. (2014): A review of droughts on the African continent: a geospatial and long-term perspective. *Hydrology and Earth System Sciences* 18. pp. 3635-3649.
- Mendelsohn J., Jarvis A., Robertson T. (2013): A profile and atlas of the Cuvelai-Etosha Basin.
- Ministry of Environment and Tourism Namibia (2011): Let's act to adapt. Dealing with Climate Change.
- NEWFIU – The Namibian Early Warning and Food Information Unit (2015): Crop Prospects, Food Security and Drought Situation Report. Windhoek.
- Nguno A. & Angombe M. (2011): Mapping of clay and salt pans in northern Namibia using remote sensing and field spectral techniques, 35th Canadian Symposium on Remote Sensing, pp.2-4.
- OHLE W. (1964). Interstitiallösungen der Sedimente, Nährstoffgehalt des Wassers und Primärproduktion des Phytoplanktons in Seen. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 10(1), 411.
- Reason C.J.C. & Smart S. (2015): Tropical south east Atlantic warm events and associated rainfall anomalies over southern Africa. *Frontiers in Environmental Science* 3 (No. 24). pp. 1-11.
- Rickert B., Chorus I, Schmoll O (2016): Protecting surface water for health. Identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface water catchments. I. WHO

- SADC - Southern African Development Community (2013): Food Security Early Warning System. Agromet Update. 2013/2014 Agriculture Season. p. 4.
- Shanyengana E.S., Seelya M.K., Sanderson RD (2004): Major-ion chemistry and ground-water salinization in ephemeral floodplains in some arid regions of Namibia. *Journal of Arid Environments* 57: 71–83.
- Shifidi V.T. (2014): Socio-Economic Assessment of the consequences of flooding in Northern Namibia. Stellenbosch. p. 248.
- Shuuya M.K. & Hoko Z. (2014): Trends and Impacts of Pollution in the Caleque-Oshakati Canal in North-Central Namibia on Water Treatment. In: Msangi, JP (ed.): *Combating Water Scarcity in Southern Africa*. Springer Briefs in Environmental Science: pp. 43-60.
- Skakun S., Kussul N., Shelestov A., Kussul O. (2014): Flood Hazard and Flood Risk Assessment Using a Time Series of Satellite Images: A Case Study in Namibia. *Risk Analysis* 34 (No. 8). pp. 1521-1537.
- Ujeneza E.L. & Abiodun B.J. (2015): Drought regimes in Southern Africa and how well GCM stimulate them. *Climate Dynamics* 44. pp. 1595-1609.
- Wanke H., Wanke A. (2007): Water quality for game in drylands: A case study from the Khaudum National Park, Namibia. *Journal of Arid Environments* 70, 3: 553–559.
- Warmeant P. (1997): Review of Water Chemistry and Water Quality in the Okavango Delta. Okavango River Basin Preparatory Assessment Study, Specialist's report.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION (2011): Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition. Gutenberg. Malta.

### Internet

Atlas of Namibia (2001), viewed 25 October 2016, <https://data.humdata.org/dataset/namibia> Digital Atlas of Namibia (2002), viewed 26 October 2016, [http://www.uni-koeln.de/sfb389/e/e1/download/atlas\\_namibia/haupt\\_namibia\\_atlas.html](http://www.uni-koeln.de/sfb389/e/e1/download/atlas_namibia/haupt_namibia_atlas.html)

# Ableitung des Wasserhaushaltes des Pilsensees aus Niederschlagsdaten

## Erste Abschätzungen zum Ausflussgang des Pilsensees

Thomas Büche

Zum Wasserhaushalt des Pilsensees im Bayerischen Alpenvorland liegen seit dem Mai 2017 mit Messwerten zum Wasserstand erstmals Daten zum Wasserhaushalt des Sees vor. Anhand von Niederschlagsdaten wurde der Gang des Seepegels reproduziert und der Abflussgang des Ausflusses abgeleitet. Bei einer moderaten Nachbildung des Seepegels ist der errechnete mittlere Abfluss des Ausflusses von  $0.17 \text{ m}^3/\text{s}$  als zu gering einzuschätzen. Trotzdem bietet diese Studie den ersten Ansatzpunkt für die Quantifizierung des Wasserhaushaltes des Pilsensees.

### 1 Einführung

Der Pilsensee im Bayerischen Alpenvorland liegt im hydrologischen Einzugsgebiet des Ammersees, in welchen er über den Fischbach entwässert. Für den Fischbach existieren keine Messdaten zum Abfluss, jedoch deckt er mit seinem Einzugsgebiet ca. 6 % der Fläche des Ammersee-Einzugsgebietes ab (Rippl et al. 2009), und ist deshalb für den Wasserhaushalt des Ammersees von Bedeutung. Der Abflussgang des Fischbachs wird im Gegensatz zu anderen Ammersee-Zuflüssen aus benachbarten Einzugsgebieten, wie der Kienbach, von einem See gesteuert. Durch die Seeretention wird das Abflussgegenüber dem Zuflussmaximum zeitlich verschoben und gemindert (Wilhelm 1997).

Seit dem Mai 2017 wird der Wasserstand des Pilsensees in täglicher Auflösung aufgezeichnet. Die Daten sind über den Gewässerkundlichen Dienst Bayern (GKD, [gkd.bayern.de](http://gkd.bayern.de)) frei zugänglich. Die Messwerte stellen den ersten kontinuierlichen Datensatz zur Hydrologie des Pilsensees dar und bieten die Möglichkeit, den Abflussgang für den Seeauslass zum Fischbach abzuleiten. Ziel der vorliegenden Studie ist anhand Niederschlagsdaten Zu- und Ausflüsse des Pilsensees abzuleiten und zu quantifizieren und somit den Gang des Seewasserstandes zu errechnen. Die Berechnungen werden anhand der gemessenen Seepegeldaten überprüft.

### 2 Untersuchungsgebiet

Der Pilsensee liegt in einem Seitenbecken des Ammerseebeckens, welche beide glazialen Ursprungs sind. Das Becken wird von würmeiszeitlichen Endmoränenwällen mit maximalen Höhen von 738 m ü NN begrenzt. Nur im Südosten ist das Gelände offen und es schließt sich dem See das Herrschinger Moos an, welches das glaziale Becken zwischen

dem Ammer- und Pilsensee verfüllt. Der mittlere Seepegel beträgt 534,3 m ü. NN. Der See hat eine maximale Tiefe von 17,1 m, eine Fläche von 1,95 km<sup>2</sup> und ein Volumen von 18,1 Mio. m<sup>3</sup> (Nixdorf et al. 2004). Grimminger (1982) gibt für den Hauptzufluss im Nordosten, den Aubach, einen mittleren Abfluss von  $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$  an und bewertet die weiteren kleineren Zuflüsse und den Grundwasserstrom von geringfügiger Bedeutung. In der Fachliteratur finden sich keine detaillierten oder aktuelleren Beschreibungen zur der Hydrologie des Pilsensees. Das Einzugsgebiet des Sees hat eine Fläche von 53,5 km<sup>2</sup>, welches 95,3 % der Einzugsgebietsfläche des Fischbaches ist.

#### Wasserhaushaltsgleichung für Seen (nach Wilhelm 1997)

$$Z_0 + Z_U + N_S - A_0 - A_U - E_S \pm \Delta V = 0 \text{ mit}$$

$Z_0$  = oberirdische Zuflüsse

$Z_U$  = unterirdische Zuflüsse

$A_0$  = oberirdische Abflüsse

$A_U$  = unterirdische Abflüsse

$N_S$  = Niederschlag auf die Seeoberfläche

$E_S$  = Evaporation von der Seeoberfläche

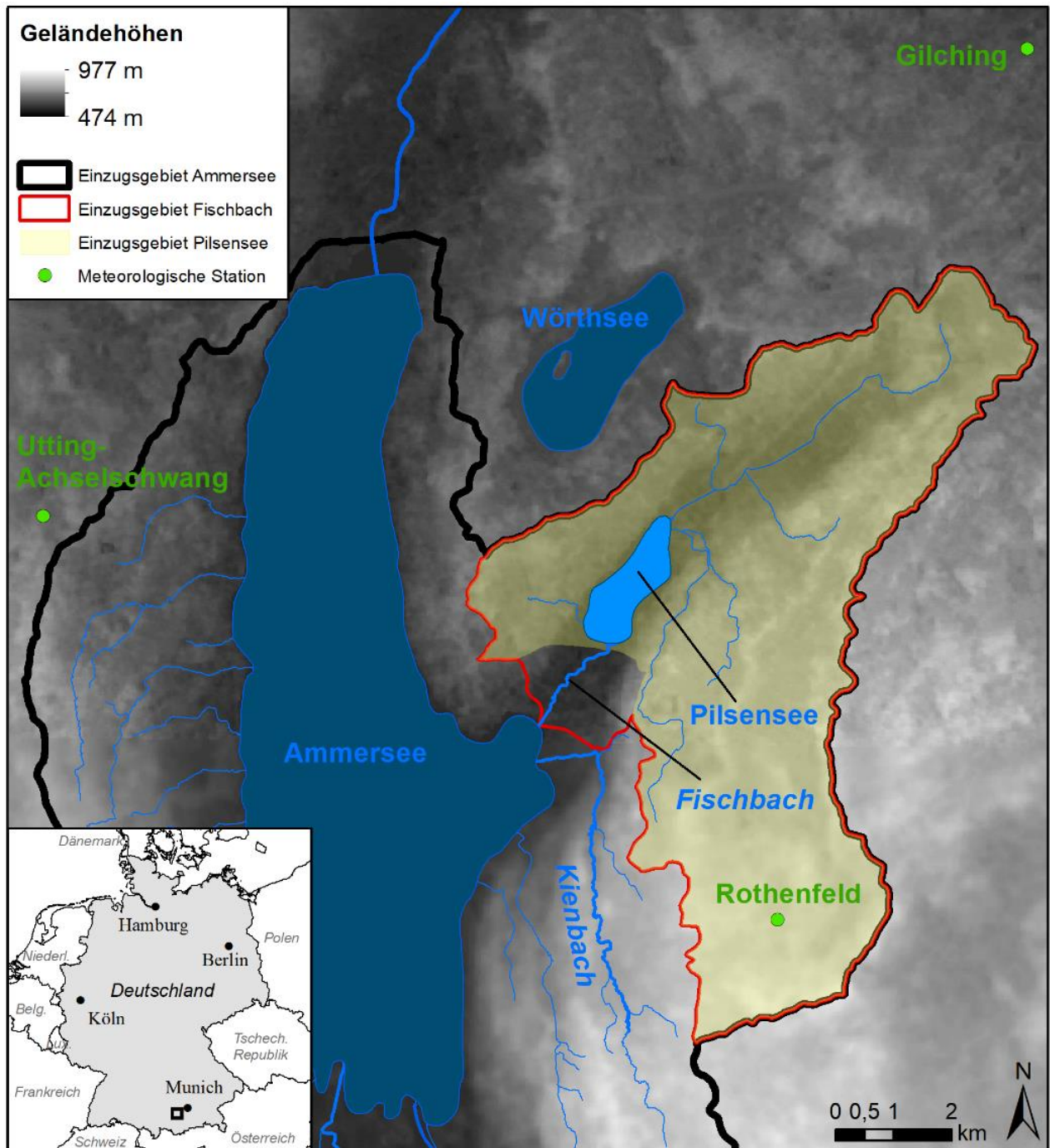
$\Delta V$  = Volumensänderung

### 3 Methodik

Die Wasserhaushaltsgleichung für Seen (siehe Gleichung im Kasten) wird bezogen auf die Seeoberfläche in der Einheit [mm] angegeben. Somit spiegelt die Wasserstandsänderung die Größe  $\Delta V$  für eine bestimmte Zeitspanne in der Gleichung wieder. Um  $A_0$  in seiner Variabilität quantifizieren zu können, müssen auch alle anderen Größen mit deren zeitlichen Schwankungen bekannt sein. In dieser Studie wurden Niederschlagsdaten von drei Stationen in der Umgebung des Pilsensees (Rothefeld, Utting-

Achselschwang, Gilching, siehe Abb. 1) verwendet, auf deren Basis die anderen Größen unter Annahmen abgeleitet und Tageswerte für den Wasserstand des Pilsensees errechnet wurden. Die Vali-

dierung der getroffenen Annahmen und der Nachbildung des Ganges des Seepegels erfolgt anhand der verfügbaren Messdaten zum Wasserstand ab dem 11.05.2018.



**Abb. 1: Die hydrologischen Einzugsgebiete des Ammersees, des Fischbachs und des Pilsensees**

Datenquelle: Geländehöhen aus ASTER GDEM, ein Produkt von METI und NASA, Geobasisdaten © Bayerische Vermessungsverwaltung

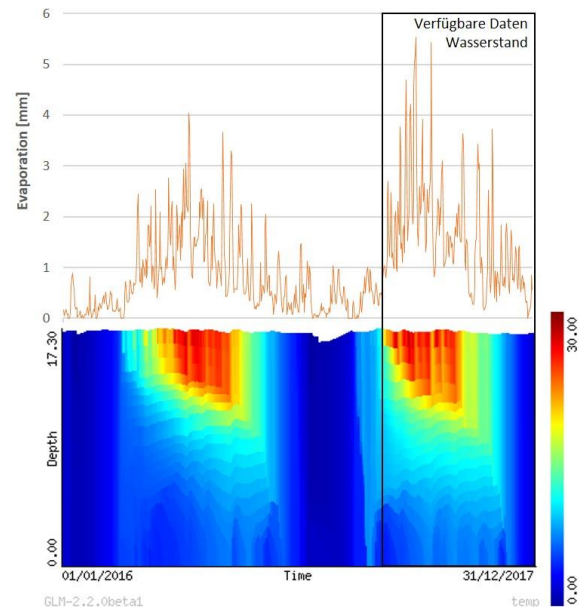
Für die Berechnung des Wasserstandes des Pilsensees wurden in dieser Studie folgende Annahmen zu den Größen  $Z_0$ ,  $Z_U$ ,  $A_0$ ,  $A_Z$  und  $E_S$  getroffen:

- Die unterirdischen Zu- und Abflüsse sind für den Wasserhaushalt des Sees von geringfügiger Bedeutung (Grimminger 1982) und werden daher nicht gesondert betrachtet, sondern in den Werten der von  $Z_0$  und  $A_0$  mit abgedeckt.
- Der von einem Niederschlagsereignis induzierte  $Z_0$  kann anhand einer Abflussganglinie beschrieben werden. Der Verlust durch die Verdunstung im Einzugsgebiet kann dabei durch eine Verringerung des Abflusskoeffizienten berücksichtigt werden.
- Der Abflussgang von  $A_0$  steht in Abhängigkeit zum Gesamtinput ( $Z_G$ ) in den See, für welchen gilt:  $Z_G = Z_0 + N_S - E_S$

Die Abflussganglinien für  $Z_0$  und  $A_0$  zur Berechnung des Seewasserstandes wurden empirisch ermittelt.

Die Evaporation über der Seeoberfläche ( $E_S$ ) wurde mit Hilfe des hydrodynamischen Seemodells General Lake Model (GLM, Hipsey et al. 2017) in täglicher Auflösung simuliert. Das Modell errechnet  $E_S$  anhand der Energiebilanz über die Wärmehaushaltsgleichung (Hipsey et al. 2017). GLM modelliert die Wassertemperaturen im vertikalen Seeprofil. Im Gegensatz zu anderen Berechnungsmethoden der Evaporation, wie im häufig verwendeten Ansatz von Penman (1948), wird der Einfluss der Wasseroberflächentemperatur und Speicherswirkung des Wasserkörpers berücksichtigt (Gadrossich et al. 2015). Um Auswirkungen der unbekannten Initialbedingung im See zu reduzieren wurden die zwei gesamte Jahre 2016 und 2017 modelliert (siehe Abb. 2). Die simulierten Evaporationssummen liegen bei 318 mm für 2016 und 416 mm für 2017.

Die Daten zu den Niederschlagssummen an den drei Stationen Rothenfeld, Utting-Achselschwang, Gilching (siehe Abb. 1) sind in täglicher Auflösung verfügbar. Die hohe räumliche Variabilität des Niederschlages an diesen drei Stationen wird durch die eher geringen Korrelationskoeffizienten untereinander (max.  $R^2 = 0.58$ , siehe Tab. 1) wiedergegeben. Als Input für die Errechnung der Seezuflüsse  $Z_0$  und für Werte des Niederschlags auf die Seeoberfläche ( $N_S$ ) wurden die täglichen Mittelwerte aus allen drei Stationen verwendet.



**Abb. 2: Simulierte Evaporation und Wassertemperaturen für den Pilsensee (2016-2017)**

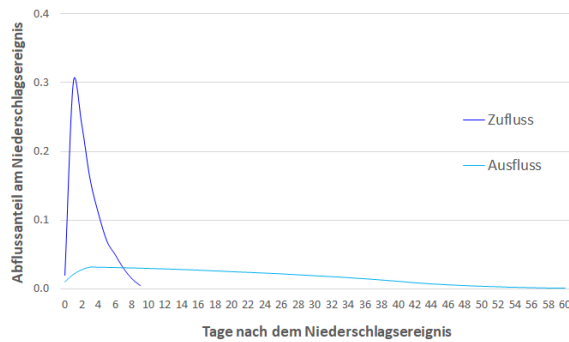
**Tab. 1: Bestimmtheitsmaße ( $R^2$ ) für die Reihen der täglichen Niederschlagssummen der Stationen Rothenfeld, Gilching und Utting-Achselschwang für 2017**

Stationen	$R^2$
Rothenfeld - Gilching	0.58
Rothenfeld - Utting-Achselschwang	0.42
Utting - Gilching	0.58

## 4 Ergebnisse und Diskussion

Für die Berechnung des Seewasserstandes wurden Abflussganglinien für  $Z_0$  und  $A_0$  erstellt. In Abb. 3 sind die Kurven dargestellt, auf Basis deren die beste Reproduktion des Seepiegels (siehe Abb. 4) erzielt wurde. Die Ganglinie für  $Z_0$  kennzeichnet eine sehr schnelle Reaktion des Abflusses auf Niederschlagsereignisse und einen raschen Abfall der Kurve bis zurück auf das Grundniveau innerhalb von 10 Tagen. Diese steile Form ist typisch für kleine und runde Einzugsgebiete mit einem niedrigen Bifurkationsindex (Baumgartner and Liebscher 1996). Dies trifft auch auf den Pilsensee zu, da dessen Zuflüsse aus fast allen Richtungen einmünden.  $A_0$  reagiert auf  $Z_G$  (und damit indirekt auf Niederschlagsereignisse) stark verzögert und beschreibt daher typischerweise eine sehr langgestreckte Form.



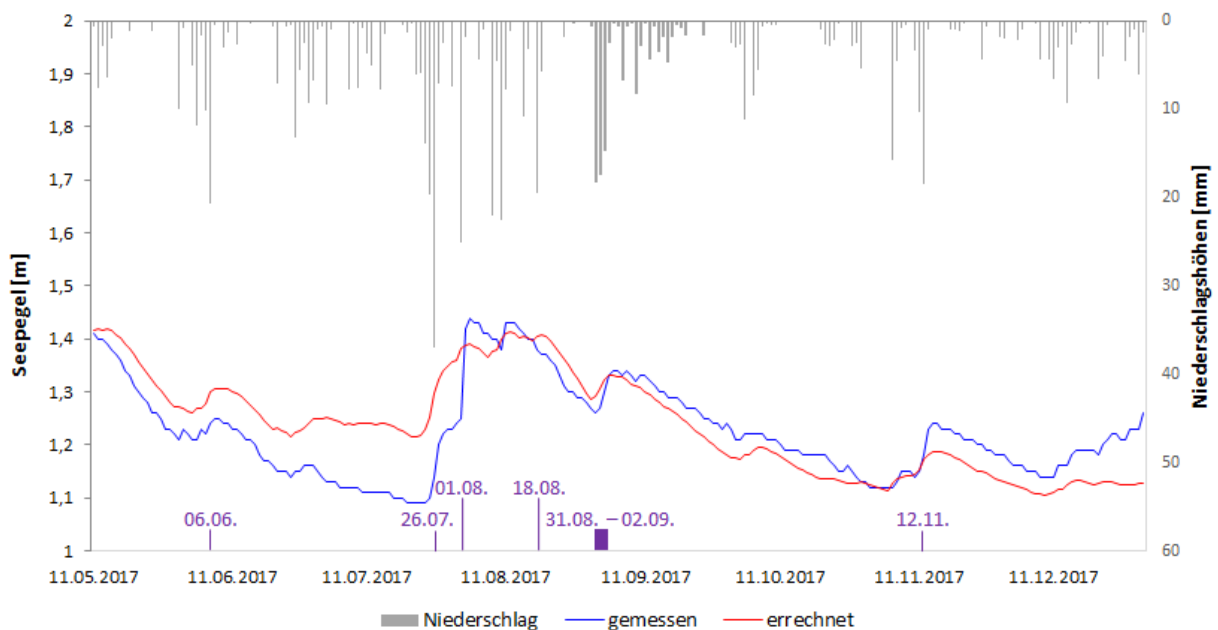


**Abb. 3: Für ein Niederschlagsereignis induzierte Abflussganglinien (Direktabfluss) für  $Z_0$  und  $A_0$**

Als Abflusskoeffizient (Anteil des Oberflächenabflusses am Niederschlag) für  $Z_0$  wurde ein Wert von 0.06 ermittelt und angewendet. Für das Untersuchungsgebiet würde normalerweise ein höherer Wert in der Größenordnung 0.1 - 0.2 erwartet werden. Höhere Werte führen bei der Berechnung des Wasserstandes jedoch in zu größeren Amplituden in der Reaktion (stärkerer Anstieg und Abfall des Wasserstandes) und damit einer schlechteren Reproduktion. Eine mögliche Erklärung für den sehr kleinen Wert für den Abflusskoeffizienten könnte die Tatsache sein, dass ein Teil des Grundwassers aus dem oberirdischen Einzugsgebiet des Pilsensees nicht dem See zufließt. Krause (2001) gibt für die Gegend um Rothenfeld (siehe Abb. 1) auf dem Andechser Höhenrücken eine Entwässerung des Grundwassers zu Münchner Schotterebene hin an.

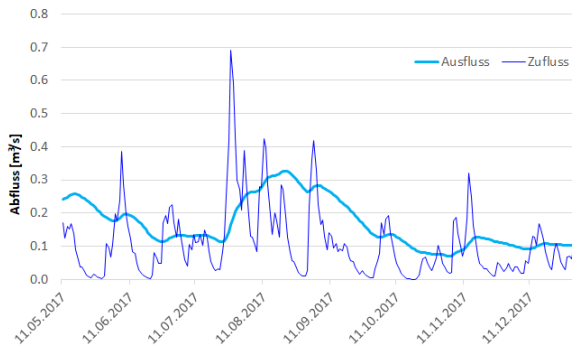
Der Anteil am Gesamtniederschlag kann jedoch nicht quantifiziert werden.

Die errechneten Wasserstände für den Pilsensee zeichnen den groben Verlauf der gemessenen Daten nach (Abb. 3). Für die Zeitspanne bis Anfang Juli und ab Mitte November weist die errechnete Zeitreihe einen Versatz von 0.5 – 1.0 m auf. Der Gang der gemessenen Daten wird jedoch nachgezeichnet. Die höchstens moderate Nachbildung der Wasserstandslinie wird durch ein Bestimmtheitsmaß  $R^2 = 0.56$  und einen Koeffizienten  $E$  nach Nash und Sutcliffe (1970) von  $E = 0.46$  wiedergegeben. Die Differenz zwischen den beiden Wasserständen bleibt für längere Zeitspannen nahezu gleich und verändert sich in deutlich zur im Zuge von stärkeren Niederschlagsereignissen ( $> 10$  mm), zu denen die Amplitude des Wasserspiegelanstieges in den errechneten Daten nicht korrekt abgebildet ist. Dabei wird die Reaktion auf den Niederschlag teilweise unter- (z. B. am 01.08., 12.11. und im Zeitraum 31.08. – 02.09.) und teilweise überschätzt (z. B. am 12.11.). Für einige Ereignisse wird die Reaktion gut reproduziert (z.B. für den 06.06. und 26.07.). Diese Unterschiede sind in erster Linie auf die hohe räumliche Variabilität der Niederschlagssummen zurückzuführen, die durch die Mittelwertbildung der Messwerte aus den drei Stationen nicht hinreichend repräsentiert werden kann. Die Ganglinien zwischen diesen markanten Anstiegen des Wasserstandes verlaufen für längere Zeit-



**Abb. 4 Niederschlagsereignisse (Primärachse) und der gemessene und errechnete Wasserstand für den Pilsensee (Sekundärachse) für den Zeitraum 11.05. 13.12.2017**

räume von mehreren Tagen bis Wochen nahezu parallel. Dies deutet auf eine realistische Simulierung des Ausflusses in diesen Perioden hin. Der errechnete Abflussgang für  $Z_0$  und  $A_0$  ist in Abb. 5 dargestellt.



**Abb. 5: Errechneter Abflussgang für die oberirdischen Zuflüsse  $Z_0$  und  $A_0$  des Pilsensees für den Zeitraum 11.05. 13.12.2017**

Unter den beschriebenen Annahmen berechnet sich für den Betrachtungszeitraum der mittlere Zufluss auf  $0.11 \text{ m}^3/\text{s}$  und der mittlere Ausfluss auf  $0.17 \text{ m}^3/\text{s}$ . Diese Werte liegen deutlich unter den von Grimminger (1982) angegebenen MQ für den Aubach von  $0.4 \text{ m}^3/\text{s}$ . Ein Teil des Defizites ist durch die Nichtberücksichtigung des Basisabflusses zu erklären. Als weiteren Grund ist die etwas zu gering simulierte Evaporation zu nennen. Für das Untersuchungsgebiet ist mit einer jährlichen Verdunstungssumme für Landoberflächen von 500 – 600 mm auszugehen (LfU 2011), welche für Wasserflächen noch höher anzunehmen ist.

## 5 Fazit und Ausblick

In der vorliegenden Studie wurde eine erste Abschätzung zum Gang und Volumen des Ausflusses des Pilsensees vollzogen. Abgeleitet wurde dies anhand des aus der Wasserhaushaltsgleichung für Seen errechneten Wasserstandes. Unter Berücksichtigung der großen Anzahl an unbekannten Rahmenbedingungen (Zufluss- und Abflussbedingungen) und zu treffenden Annahmen ist das vorliegende Ergebnis eine gute erste Annäherung an den Wasserhaushalt des Pilsensees. Der Gang des Wasserstandes konnte moderat reproduziert und daraus der Abflussgang des Ausflusses abgeleitet werden. Eine belastbare Quantifizierung des Ausflusses des Pilsensees ist auf dieser Grundlage jedoch noch nicht möglich. Hierfür ist es erforderlich die Anzahl der unbekannten Größen im Wasser-

haushalt zu reduzieren. Ein erster Schritt sind Messungen zum Abfluss (am Aubach und Fischbach). Des Weiteren kann der durch die große Variabilität des Niederschlages induzierte Fehler durch eine GIS-basierte räumliche Interpolation reduziert werden (Bueche and Vetter 2015).

## Literaturverzeichnis

- Baumgartner A., Liebscher H. (1996): Lehrbuch der Hydrologie - Band 1: Allgemeine Hydrologie. Borntraeger, Berlin.
- Bueche T., Vetter M. (2015): Future alterations of thermal characteristics in a medium-sized lake simulated by coupling a regional climate model with a lake model. In: *Climate Dynamics* 44 (1-2), 371-384. DOI:10.1007/s00382-014-2259-5.
- Giadrossich F., Niedda M., Cohen D., Pirastru M. (2015): Evaporation in a Mediterranean environment by energy budget and Penman methods, Lake Baratz, Sardinia, Italy. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 19 (5), 2451-2468. DOI: 10.5194/hess-19-2451-2015
- Grimminger H. (1982): Verzeichnis der Seen in Bayern. München
- Hipsey M.R., Bruce L.C., Boon C., Busch B., Carey C.C., Hamilton D.P., Hanson P.C., Read J.S., de Sousa E., Weber M., Winslow L.A. (2017): A General Lake Model (GLM 2.4) for linking with high-frequency sensor data from the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON): In: *Geoscientific Model Development Discussions*, 1-60. DOI: 10.5194/gmd-2017-257.
- Krause K-H. (2001): Die geologisch-hydrogeologische Situation im Jung- und Altmoränengebiet des Andechser Höhenrückens zwischen Ammer- und Würmsee und in der nördlich angrenzenden Wurzelzone der westlichen Münchener Schotterebene (Oberbayern). Dissertaion, Technischen Universität München, München.
- LfU (2011): Mittlere Jährliche Verdunstung Bayern, Periode 1971-2000. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), Augsburg.
- Nash J.E., Sutcliffe J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. In: *Journal of hydrology* 10 (3), 282-290.

- Nixdorf B., Hemm M., Hoffman A., Richter P. (2004): Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands. Umweltbundesamt, Berlin.
- Penman H.L. (1948): Natural evaporation from open water, bare soil and grass. In: Proceedings of the Royal Society of London 193(1032): 120-145.
- Rippl C., Brey M., Vetter M., Baume O. (2009): Der Ammersee - limnophysikalische Größen im Kontext klimatischer Veränderungen. In: Geoöko 30 (3-4): 177-136.
- Wilhelm F. (1997): Hydrogeographie: Grundlagen der allgemeinen Hydrogeographie. 3. Auflage. Höller und Zwick, Braunschweig.



# Simulation einer Präzisionsbewässerungsanlage für Obstbäume mit Hilfe des agentenbasierten Modells DropSim

Anita Fink, Sabine Timpf und Sven Grashey-Jansen

Die Effizienz künstlicher Bewässerungsanlagen ist nicht ausschließlich an klimatische Einflussparameter geknüpft, vielmehr sind sie das Ergebnis komplexer physikalischer Prozesse und zahlreicher Wechselwirkungen in der Pedosphäre. Damit spielt der Boden durch seine kleinräumige horizontale und vertikale Heterogenität eine entscheidende Rolle, die in der Bewässerungspraxis bisher jedoch nicht ausreichend beachtet wird.

Im hier präsentierten Ansatz wird eine Präzisionsbewässerungsanlage simuliert, die sich selbstorganisiert an die Bedürfnisse einer Pflanze in einem bestimmten bodenhydrologischen Umfeld anpasst. Die selbstlernende Komponente wird dabei durch ein sogenanntes Extended Learning Classifier System (XCS) realisiert. Ein agentenbasiertes Vorgehen stellt insbesondere in der Bewässerungsforschung eine Innovation dar.

Die Ergebnisse zeigen für das simulierte Versickerungsmodell ein naturähnliches und mit der Literatur vergleichbares Verhalten. Die Präzisionsbewässerungsanlage passt sich an Tag- und Nachtwechsel sowie an ungleichmäßige Wurzelverteilungen an. Da das Modell DropSim auf einer niedrigen Skala implementiert wurde, muss dessen Skalierbarkeit diskutiert werden. Verbesserungen und Erweiterungen sind zukünftig besonders im Ausbau der Simulation von Umwelteinflüssen vorzunehmen. Dennoch konnte ein innovativer Ansatz entwickelt werden, um eine Präzisionsbewässerungsanlage zu simulieren.

## 1 Einleitung

### 1.1 Stand der Technik im Bewässerungsmanagement

Auf dem Gebiet der Agrarwissenschaften bezeichnet der terminus technicus *Präzisionsbewässerung* (PI) verschiedene Bewässerungstechniken und -strategien, um die Bewässerungseffizienz zu steigern (Madramootoo and Morrison, 2013). PI wird als der akkurate und präzise Einsatz von Wasser definiert, um die spezifischen Bedürfnisse individueller Pflanzen oder Managementeinheiten zu erfüllen. Zusätzlich zielt PI darauf ab, negative Umwelteinflüsse zu minimieren (Raine et al., 2007). Ein PI-System sollte einen initialen Input und Feedback durch ein Sensornetzwerk haben sowie selbstadaptiv und selbstlernend sein.

Die größtmögliche Steigerung der Bewässerungseffizienz ist von der Kombination mehrerer PI-Techniken zu erwarten, die die Bodenfeuchte regulieren und dabei pflanzenphysiologische Parameter miteinbeziehen. Greenwood et al. (2009) stellt eine gut recherchierte Übersicht zur Verfügung. Auf Grund hoher Investitionskosten und enormem Wartungsaufwand haben sich diese kombinierten Ansätze jedoch noch nicht im Bewässerungsmanagement etabliert.

### 1.2 Boden- und standortspezifische Bewässerung und Simulation von PI-Systemen

Während der letzten 30 Jahre wurden zahlreiche Modellansätze entwickelt, um die Bewässerungseffizienz zu steigern. Wegen ihrer kleinmaßstäbigen Heterogenität hat die Pedosphäre einen direkten Einfluss auf den standortspezifischen Bodenwasserhaushalt. Diese kleinmaßstäbige Heterogenität wurde bisher jedoch von nur wenigen Bewässerungssystemen und Modellansätzen beachtet (z. B. Dabach et al., 2013).

Viele Bewässerungsverfahren arbeiten mit Bodenfeuchtesensoren, die ideal auf bodenspezifische Werte kalibriert werden können. Für die mathematische Transformation einer standortspezifischen Bodenwasserdynamik sind empirische Bodendaten essentiell.

Traditionell basieren die meisten Modelle und Simulationen auf den Parametern von Van-Genuchten (Van Genuchten, 1987; Wösten and Van Genuchten, 1988). Für die Berechnung von Bodenwasserspannungskurven und anderen bodenspezifischen Werten werden sogenannte Pedotransferfunktionen (PTFs) verwendet, die mit Hilfe von Bodenparametern einfach bestimmt werden können (z. B. Børgesen et al., 2008) und die Quantifizierung von Bodenwasserdynamiken vereinfachen.

### 1.3 Agentenbasierte Simulation und XCS-Ansatz des PI-System

In diesem Beitrag wird ein Ansatz von Grashey-Jansen und Timpf (2010) aufgegriffen, die durch die multi-agentenbasierte Simulation AquaSim gezeigt haben, dass Bewässerungskontrolle hocheffizient durch wenige, bodenspezifisch kalibrierte Sensoren stattfinden kann. Indem einzelne Agenten (z. B. Wassertropfen) räumlich und zeitlich lokal miteinander interagieren, wird eine dynamische Bewässerungskontrolle möglich. Prozesse und Interaktionen auf Level des einzelnen Agenten (z. B. ein Wassertropfen, der sich zur nächsten Bodeneinheit bewegt) resultieren in emergenten Eigenschaften auf Systemlevel (die Bewässerungsmenge passt sich den Pflanzenbedürfnissen an).

Zusätzlich wird in diesem Ansatz eine lernende Komponente eingefügt, ein Extended Learning Classifier System (XCS), um das Verhalten des Bewässerungssystems mit der Zeit zu verbessern. Selbstlernende Programme stammen aus dem wachsenden Forschungsgebiet des Organic Computing (OC). Systeme, wie z. B. PI-Systeme, müssen dazu fähig sein sich selbst zu organisieren, adaptieren und zu lernen (Selbst-X Eigenschaften, siehe Müller-Schloer et al., 2011; Würtz, 2008). Die angewandte Methode des Selbstlernens, XCS, die von Wilson (1995) entwickelt wurde, gehört zu den Learning Classifier Systemen (LCS).

## 2 Methoden

### 2.1 Agentenbasierter Modellierungsansatz

Um das Präzisionsbewässerungssystem zu modellieren und simulieren, wurde ein agentenbasierter Ansatz gewählt. Agentenbasierte Modellierung ist eine relativ neue Vorgehensweise und eine spezielle Art der rechnergestützten Modellierung. Hierbei besteht das modellierte System aus einzelnen, autonomen Entitäten (z. B. Agenten), die in einer Umgebung eingebettet sind, in dieser Umgebung handeln und fähig sind, zu kommunizieren. Im hier vorgestellten Ansatz von DropSim kann jeder einzelne Wassertropfen, der aus einer Tropfvorrichtung kommt, als autonomer Agent betrachtet werden, der auf die lokalen Bedingungen seiner statischen oder dynamischen Umgebung reagiert (siehe Abbildung 1).

Der Erfolg des agentenbasierten Modellierens beruht unter anderem mit den Vorteilen, dass emergente Phänomene erfasst werden können

und, dass eine natürliche Umgebung geschaffen wird, um dynamische und komplexe Systeme zu studieren. Zudem ist ABM äußerst flexibel hinsichtlich spezifizierbarer potentieller Variablen und Parametern (Castle und Crooks, 2006; Crooks und Heppenstall, 2012).

Das hier vorgestellte Bewässerungsmodell zielt darauf ab, Agenten zu schaffen, die sowohl miteinander als auch mit einer sich dynamisch verändernden Umwelt interagieren. Dies ist ein neuer und innovativer Ansatz hinsichtlich der Versickerungs- und Präzisionsbewässerungsforschung.

### 2.2 Modellierung von Versickerung und Wasseraufnahme von Wurzeln

Der häufig verwendete Quantifizierungsansatz, um Wasserversickerung zu modellieren stammt von Darcy, der die Berechnung des Wasserflusses  $q$  erstmals im 19. Jahrhundert einführte (Ehlers und Goss, 2016). Der Wasserfluss  $q$ , der von einer Bodeneinheit  $A$  zu einer Bodeneinheit  $B$  fließt, wird durch die folgende Gleichung berechnet:

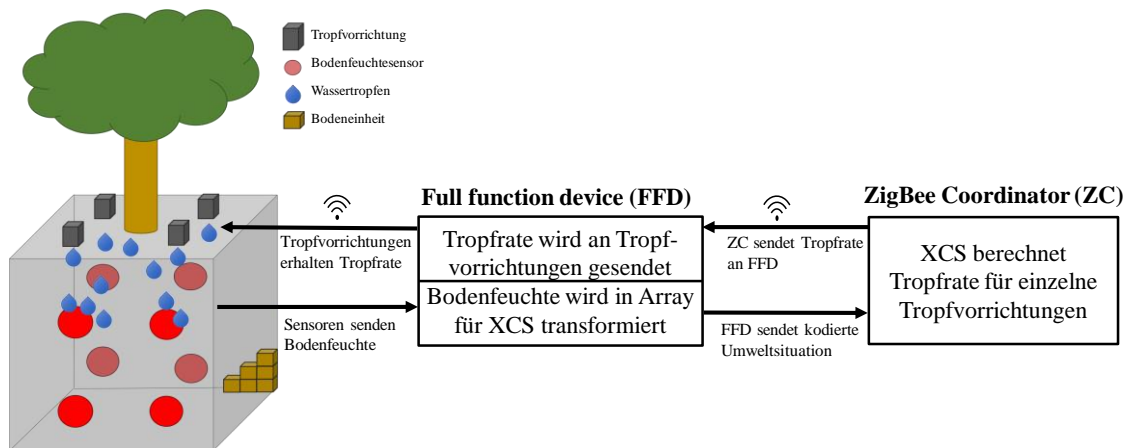
$$q = K(\Psi) \cdot \left( \frac{\Delta\phi}{\Delta z} \right) \quad (1)$$

$K$  ist die hydraulische Leitfähigkeit, die nach dem Modell von Van Genuchten (1980) berechnet wird und vom Matrixpotential  $\Psi$  abhängt.  $\Delta\phi$  ist die Differenz zwischen dem Wasserpotential der Bodeneinheit  $A$  und  $B$  und  $\Delta z$  ist die räumliche Distanz zwischen ihnen. Des Weiteren sind für die Transformation von Bodenfeuchtwerten in Wasserspannungs- und pF-Werte Pedotransferfunktionen (PTFs) nötig (vgl. u.a. Grashey-Jansen 2014).

Die Methode zur Modellierung der Wasserabsorption von Wurzeln ist durch Feddes (1982) inspiriert. Sie hängt von der Wasserspannung, der Bodentiefe und einer dimensionslosen Funktion ab, die die Wasserabsorption der Wurzeln in zu trockenen oder zu feuchten Bodenbereichen reduziert oder sogar unterbindet.

### 2.3 Learning Classifier Systeme (LCS)

Die Methode der selbstlernenden und selbstadaptiven Komponente im PI-Systems ist das Learning Classifier System (LCS). Es gibt zahlreiche Erweiterungen zum originalen LCS von Holland und Reitman (1978). Die hier verwendete Erweiterung ist das sogenannte Extended Learning Classifier System (XCS, vgl. Wilson, 1995), dessen Ablauf schematisch in Abbildung 2 dargestellt ist. Hierbei handelt es sich um eine performanceoptimierte Version des revolutionären Modells von Wilson (1994).



**Abb. 2: Übersicht der Kommunikations- und Selbstlernenden Komponente von DropSim**

Quelle: Eigene Darstellung.

Das Kernelement eines XCS ist seine Population  $[P]$ , in der die Classifier gespeichert sind. Jeder Classifier besteht aus einer Kondition (eine Liste von Werten oder Parametern mit # als Platzhalter, die eine gewisse Umweltsituation repräsentieren), einer vorgeschlagenen Aktion (ebenfalls eine Liste von Werten) und zusätzlichen Werten. Diese sind z. B. die bei Ausführung vorausgesagte (numerische) Belohnung, der dabei gemachte Rechenfehler und die Fitness eines Classifiers. Die Interaktion des Systems mit der Umwelt wird durch Detektoren (Sensoren) bewältigt, die Input von Ihrer Umwelt erhalten und die Population  $[P]$  mit Classifiern füllen sowie durch Effektoren, die die vom System vorgeschlagene Aktion ausführen.

Das System lernt und adaptiert sein Verhalten durch folgenden Ablauf: die Detektoren empfangen eine Situation von ihrer Umwelt (eine Liste an Werten), die mit den bereits existierenden Classifiern in der Population  $[P]$  verglichen wird. Da es eventuell mehrere Übereinstimmungen gibt, werden die passenden Classifier im sogenannten Match Set  $[M]$  gespeichert. Wenn  $[M]$  nicht genügend verschiedene Aktionen enthält, so wird ein neuer Classifier generiert. Mit einer Wahrscheinlichkeit von  $p_{expl}$  werden danach diejenigen Classifier ausgewählt, die die vielversprechendste Aktion vorschlagen, und im sogenannten Action Set  $[A]$  gespeichert. Andernfalls erfolgt eine zufällige Aktionsauswahl, um Variation zu garantieren und um neue Aktionen zu erschließen. Die Effektoren führen die ausgewählte Aktion aus, dessen Auswirkungen durch eine verzögerte numerische Rückmeldung ans System zurückgegeben werden. Dies sorgt für

eine Optimierung im Bewässerungsablauf. Eine detailliertere Beschreibung des XCS findet sich in Wilson (1995) oder Butz und Wilson (2001).

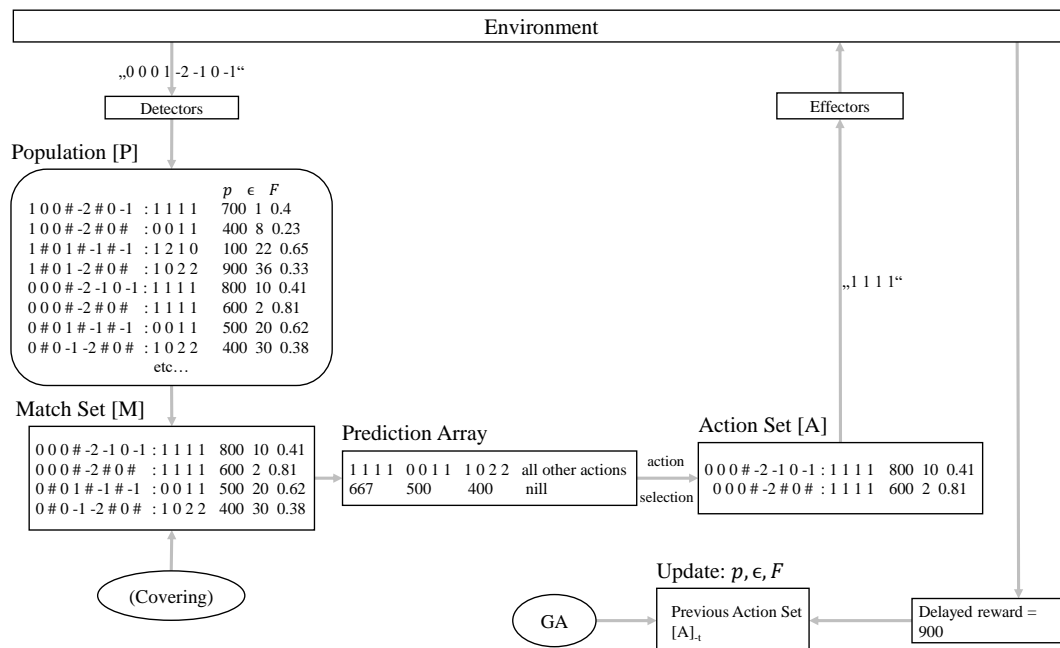
### 3 DropSim: ein Selbstadaptives Agenten-basiertes Model einer Präzisionsbewässerungsanlage

In einer Präzisionsbewässerungsanlage sind die kleinsten Entitäten/Agenten die Wassertropfen (siehe Abbildung 1). Zusätzlich zu den Wassertropfen werden Tropfvorrichtungen, Pflanzen (in der einfachsten Form durch Wurzeln repräsentiert) sowie Bodeneinheiten (auch Würfel oder Voxel genannt) benötigt, die als individuelle Agenten agieren. Diese werden für die Versickerungssimulation verwendet.

Auf einer anderen Modellierungsebene kann das Bewässerungssystem selbst oder genauer der XCS als einzelner Agent betrachtet werden. Das Bewässerungssystem „bewegt“ sich im Raum der Lösungen zu einem bestimmten Bewässerungsproblem und versucht, ein optimales Verhalten zu finden. Dieser Agent wird für die Lernkomponente der Simulation benötigt.

Die Komponente, die das Versickerungsmodell mit dem lernenden System verbindet, ist das (simulierte) Kommunikationsnetzwerk, das ein drahtloses Sensornetzwerk (WSN) verwendet, um die Bodenfeuchte zu messen und die Wasserabgabe der Tropfvorrichtungen zu steuern, indem es Informationen des lernenden Systems verwendet.

Als initialen Eingabeparameter der Simulation wird außerdem ein räumlich verteiltes Wurzelsystem innerhalb der Bodenmatrix benötigt.



**Abb. 3: Flow-chart des Extended Learning Classifier Systems as used in DropSim**

Quelle: Verändert nach Wilson 1995.

Abbildung 3 zeigt ein gleichmäßig verteiltes Wurzelnetzwerk, das für die Simulation und Analyse im Folgenden verwendet wird.

### 3.1 Agentenbasiertes Versickerungsmodell

Das Versickerungsmodell ist das zentrale Element von DropSim. Es beschreibt, unter welchen Bedingungen sich ein Wassertropfen von einer Bodeneinheit zur nächsten bewegt. Die Bodenumgebung wird dabei als Quader modelliert, der 10x10x10 gleichgroße Würfel enthält, die spezifische Bodenarten repräsentieren. Vier Tropfvorrichtungen sind bündig mit der Gelände- und Bodenoberfläche direkt über dem Quader angebracht. Acht Bodenfeuchtesensoren sind innerhalb des Quaders in einer Bodeneinheit unterhalb einer Tropfvorrichtung in zwei verschiedenen Tiefen installiert (siehe Abbildung 1 und Abbildung 3). Das Wurzelsystem hat seinen Ursprung in der Mitte eines virtuellen Baumstamms und verteilt sich gleichmäßig im Quader.

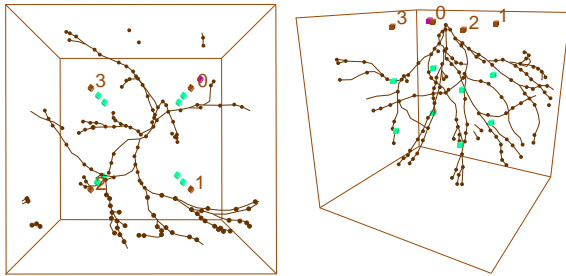
Wassertropfen werden von Tropfvorrichtungen mit einer bestimmten Rate pro Zeit in die Bodensäule getropft. Dadurch sammeln sich Wassertropfen in einer Bodeneinheit, bis die bodenspezifische Feldkapazität (FC) erreicht ist. Danach bewegen sich die Wassertropfen seitwärts oder nach unten (abhängig vom hydraulischen Gradienten) zur nächsten Bodeneinheit, wobei sie ihre Größe nicht verändern.

Bei Wasserstau an der Oberfläche oder dem Kontakt mit dem Grundwasserspiegel am unteren Rand der Bodensäule, werden die Einzeltropfen als Oberflächen- bzw. Grundwasserabfluss aus dem System eliminiert. Eine Eliminierung von Wassertropfen aus dem System erfolgt des Weiteren, falls sie vom Wurzelsystem absorbiert werden (vgl. Abschnitt 2.2).

### 3.2 Die Anwendung des Extended Learning Classifier Systems von Wilson

In DropSim ist die Kondition eines Classifiers eine kodierte Liste, die die acht Bodenfeuchtwerte repräsentiert, die von den Sensoren in der Bodeneinheit zu einem bestimmten Zeitpunkt in der Simulation gemessen wurden. Des Weiteren gibt es die Aktion, sowie die vorausgesagte Belohnung, den Berechnungsfehler und die Fitness für diese spezielle Aktion. Eine Aktion besteht aus einer Liste, die die Anzahl an Tropfen beinhaltet, welche jede Tropfvorrichtung im nächsten Schritt ausgeben muss. Dementsprechend kann ein Classifier folgende Form annehmen: [1 0 0 # -2 # 0 -1: 1 1 1 1 700 1 0.4]. Die Zahlen und Symbole vor dem Doppelpunkt repräsentieren die Bodenfeuchtwerte, die vier Zahlen nach dem Doppelpunkt repräsentieren die auszugebende Anzahl an Tropfen pro Tropfvorrichtung (nämlich viermal 1) mit einer erwarteten Belohnung von 700, einem Berechnungsfehler von 1 und einer Fitness von 0.4.

Das Feedback für das System wird zeitverzögert berechnet, um den ebenfalls verzögerten Einfluss der Bewässerungsintensität auf die Bodenfeuchte zu bewerten. Ziel des XCS ist es, eine optimale Tropfrate für eine gewisse Kombination der Sensormessungen zu finden. In dieser Hinsicht ist eine Rückmeldung des Systems zwingend notwendig, um es dem System zu ermöglichen, sich an variable Bodenfeuchtebedingungen anzupassen.



**Abb. 4: Simulierte Wurzelnetzwerkumgebung**

Quelle: eigene Darstellung.

### 3.3 Ein Drahtloses Sensornetzwerk

DropSim agiert mittels eines drahtlosen Sensornetzwerks (WSN), welches auf einem von IEEE 802.15.4 entwickelten, neuen Standardansatz basiert, der ZigBee genannt wird (Krause und Konrad, 2014). Im WSN erhält ein sogenanntes Full Function Device (FFD) die Bodenfeuchtwerte und transformiert sie in ein Array, das als Input für das lernende System passend ist. Demnach wird die Bodenfeuchte, die von den 8 Sensoren im Boden gemessen wird, als kodiertes Array vom FFD and den XCS transferiert.

Der eigentliche Lernvorgang findet im sogenannten ZigBee Coordinator (ZC) statt, der die vorgeschlagene Aktion (z. B. die Anzahl an auszugebenden Tropfen für jede Tropfvorrichtung) zurück zum FFD sendet. Dieser wiederum stellt für jede Tropfvorrichtung die vorgeschlagene Tropfrate zur Verfügung (siehe Abbildung 1). Die Bewässerungsrate kann 0, 1 oder 2 Tropfen pro Tropfvorrichtung sein (siehe  $[P]$  in Abbildung 2).

## 4 Der Simulationsablauf von DropSim

Das in Abschnitt 3 beschriebene Modell wurde in NetLogo implementiert, einer open source und multiagentenorientierten Programmier- und Modellierungsumgebung, die von Wilensky (1999) entwickelt wurde. NetLogo ist besonders für die Imple-

mentierung komplexer und hochdynamischer Systeme geeignet. Es stellt eine 2D- sowie 3D-Version der Simulationsumgebung zu Verfügung.

**Räumliche Auflösung:** Das Modell wurde in 3D als 10x10x10-Einheiten-Umgebung implementiert. Dies entspricht 1 dm<sup>3</sup> (siehe dazu die Diskussion zur Skalierbarkeit des Modells in Abschnitt 6). Der Ursprung des Koordinatensystems befindet sich in der Mitte der Oberseite des Quaders.

**Zeitliche Auflösung:** Ein diskreter Zeitschritt in der Simulation (genannt Tick) repräsentiert 2 Minuten in der realen Welt. Daher entsprechen 360 Ticks einem 12h-Tag. Während die Versickerung und der XCS auch im Laufe der 360 Nacht-Ticks stattfinden, stoppt die Wurzelabsorption in diesem Zeitraum. Das simulierte Bewässerungssystem benötigt eine grobe, initiale Einschätzung der Bewässerungsfrequenz, da dafür bisher keine automatische Adaption existiert.

**Versickerung:** Zu Beginn wird Wasser in die Bodensäule getropft und durchfließt eine Bodeneinheit. Wenn der Wassergehalt in einer Bodeneinheit  $A$  die pedospezifische Feldkapazität (FC) erreicht, was durch entsprechend kalibrierte PTFs berechnet wird, beginnt das Wasser nach unten oder seitwärts in Richtung des höchsten Gradienten zu einer Nachbarnodeneinheit  $B$  zu fließen. Wann immer sich ein Wasseragent von einer Bodeneinheit zur nächsten bewegt, werden die Bodenfeuchte und alle abhängigen Variablen (Wasserspannung, pF-Wert, Wasserleitfähigkeit) dieser beiden Bodeneinheiten aktualisiert.

**Das drahtlose Sensornetzwerk:** Neben den natürlichen Komponenten der Umgebung sind des Weiteren die Sensoren und das FFD als Agenten im System enthalten. Diese dienen ausschließlich dazu, Informationen zu senden und zu empfangen. Die Bodenfeuchte, die von den 8 Sensoren gemessen wird, kann über das FFD zum XCS als kodiertes Array transferiert werden. Zur Bewässerungsvorrichtung wird eine Liste zurückgesendet, die eine Bewässerungsrate von 0, 1 oder 2 Tropfen pro Tropfvorrichtung enthält (siehe  $[P]$  in Abbildung 2).

**Das lernende System:** Die letzte Komponente im System, welche als Agent fungiert, ist der XCS selbst. Er bewegt sich im Raum der potentiellen Lösungen für ein Bewässerungsproblem und versucht dabei seine Performance zu verbessern. Autonome Entscheidungen und Interaktionen mit der

Umwelt machen das XCS zu einem unsichtbaren Agenten in der Simulation.

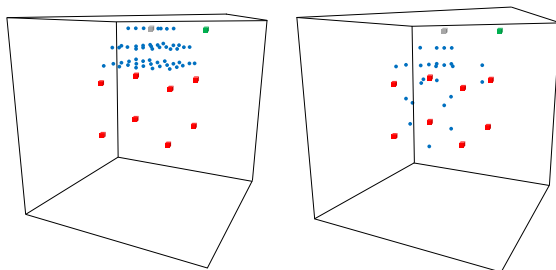
## 5 Resultate der Agentenbasierten Simulation von Präzisionsbewässerung

Der visuelle Output der DropSim Simulation zeigt für das Versickerungs- und PI-Modell natürliche und bekannte Muster.

### 5.1 Verifizierende Resultate

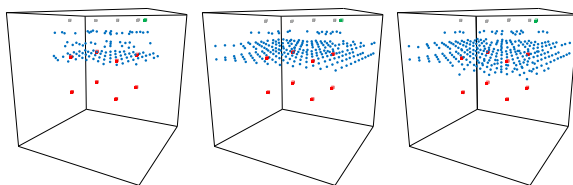
Abbildung 4 zeigt die Resultate der Wasserversickerung in zwei verschiedenen Böden mit verschiedenen Bodenarten: stark sandiger Lehm (links) und Mittelsand (rechts). Während sich Wasser im Mittelsand eher vertikal ausbreitet, kann im stark sandigen Lehm eine eher horizontale Bewegung beobachtet werden.

Abbildung 5 demonstriert die simulierte Versickerung von Wasser in einem zweischichtigen Boden, wobei es sich bei der oberen Bodenschicht (z-Koordinate 0 bis -2) um Mittelsand handelt und bei der unteren um stark sandigen Lehm (z-Koordinate -3 bis -10). Die erste Abbildung von links zeigt den Beginn der Versickerung, die zweite, wie Wasser nur bis in eine Tiefe von -2 versickert und die dritte illustriert die sich fortsetzende Versickerung.



**Abb. 5: Versickerungsmuster von stark sandigem Lehm (links) und mittlerem Sand (rechts).**

Quelle: Eigene Darstellung.



**Abb. 6: Simulation von versickerndem Wasser in einem zweischichtigen Boden (mittlerer Sand oben und stark sandiger Lehm unten).**

Quelle: Eigene Darstellung.

Abbildung 6 ist ein typisch beobachtbares Bewässerungsmuster der einzelnen Tropfvorrichtungen. Hier wird die Gesamtmenge des Wassers zur Bewässerung über 7200 Ticks (entspricht 10 Tagen) gezeigt. Tropfvorrichtung 1 gibt am wenigsten Wasser ins System ab, wohingegen Tropfvorrichtung 2 nahezu 1.5-mal so viel bewässert, wie Tropfvorrichtung 1. Diese Information kann nützlich sein, um Rückschlüsse auf die Dichte des Wurzelnetzwerks unterhalb des Baumes zu ziehen.

Abbildung 6 zeigt jedoch nicht nur die abgegebene Wassermenge der einzelnen Tropfvorrichtungen, sondern auch die Bewässerungsvariabilität während des Tag- und Nachtmodus. Indem der Gradient der einzelnen Linien (in Abbildung 6) analysiert wird, können Schlussfolgerungen über die Anpassungsfähigkeit des Systems an verschiedene Absorptionsraten des Wurzelnetzwerks (zeitlich oder räumlich) gezogen werden.

### 5.2 Robustheit der Selbstadaptation

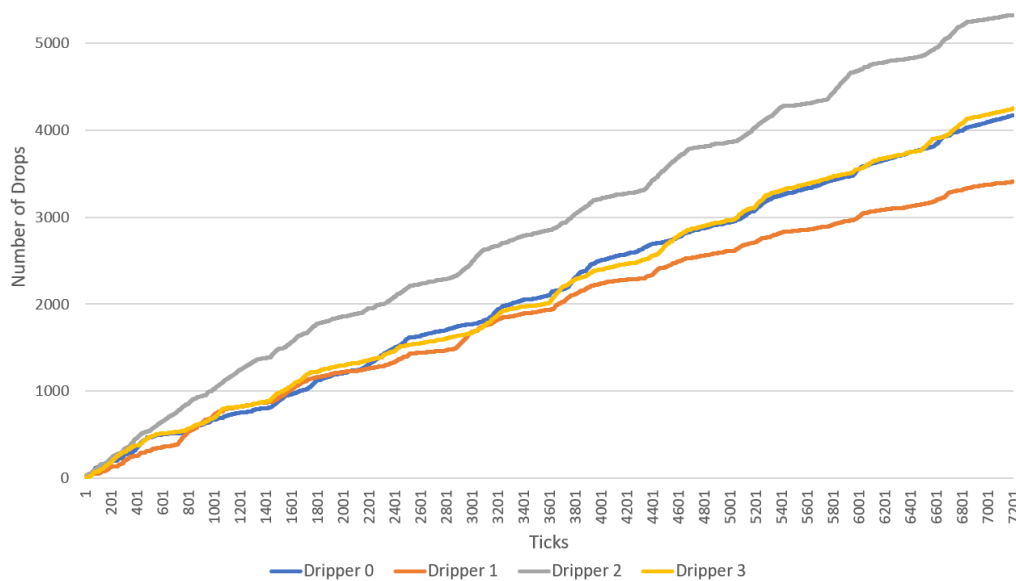
Ein weiteres Szenario wurde mit einem etwas abgeänderten Wurzelnetzwerk simuliert. Hierbei wurde nach 10 simulierten Tagen der Ausfall zweier Sensoren vorgegeben und das System für weitere 5 simulierte Tage ausgeführt. Hiermit konnte getestet werden, ob das System auch mit verringerten Informationen aus der Umwelt funktionsfähig ist und sich selbstorganisierend erhalten kann.

Die daraus resultierende Bewässerungsrate zeigt für die ersten 10 Tage ähnliche Resultate wie Abbildung 6. Nachdem zwei Sensoren abgeschaltet wurden, können die Tropfvorrichtungen ihre Intensität größtenteils halten und verringern bzw. erhöhen diese nur leicht.

## 6 Diskussion

Das Ziel der hier vorgestellten Simulationsstudie war es zu zeigen, dass eine bodenspezifisch kalibrierte Präzisionsbewässerungsanlage durch Kombination eines agentenbasierten Modellierungsansatzes und eines selbstlernenden Algorithmus simuliert werden kann. Das daraus resultierende System soll eine selbstoptimierte Steuerung der Bewässerung zeigen. Neu an diesem Ansatz ist, dass einzelne Wassertropfen, die Wurzeln der Pflanze und die Bodeneinheiten als individuelle Entitäten behandelt werden. Dies stellt einen innovativen Ansatz in der Bodenhydrologie und Bewässerungstechnik dar.





**Abb. 7: Gesamte Bewässerungsmenge und Entwicklung der Bewässerungsrate der einzelnen Tropfvorrichtungen für Tag- und Nachtwechsel alle 360 Ticks.**

Quelle: Eigene Darstellung.

Das in DropSim implementierte Versickerungsmodell zeigt ein naturnahes Verhalten, das ähnlich zu Ergebnissen in der Literatur und Beobachtungen in der Realität ist. Dies wird vor allem in Abbildung 4 und 5 verdeutlicht. Diese Muster emergieren aus dem System und basieren ausschließlich auf den Bodenparametern und lokalen Bewegungen der Wassertropfen. Hervorzuheben ist dabei, dass durch den agentenbasierten Ansatz die rechenintensive Differentialgleichung zur Lösung der Richardsgleichung nicht benötigt wird.

Abbildung 6 zeigt die Selbstadaptation an den Tag-Nacht-Zyklus des PI-Systems. Die gestufte Bewässerungsrate der Tropfvorrichtungen zeigt, dass nachts eine reduzierte Wasserabgabe realisiert wird, wohingegen die Pflanze tagsüber nach ihrem Bedarf bewässert wird.

Ein weiterer Selbstadaptionsprozess findet bezüglich der Verteilung des Wurzelnetzwerks statt. Das Wurzelnetzwerk in Abbildung 3, das zuvor als gleichmäßig eingeschätzt wurde, besitzt in der Realität Bereiche mit höherer und niedrigerer Wurzeldichte. Aus diesen lokalen Variationen des Wurzelnetzwerks resultiert die räumliche, zeitliche und quantitative Differenzierung (siehe Abbildung 6). Das Simulationsexperiment zeigt, dass das System auch mit zwei ausfallenden Sensoren eine noch akzeptable Performance über mehrere Tage leisten kann.

Betrachtet man die Simulation kritisch, so müssen folgende Aspekte beachtet werden. Aus rechnerischen Gründen wurde das System so skaliert, dass eine Bodenrastereinheit einem Kubikzentimeter entspricht. Eine Simulation mit realer Skalierung und einer rechenstarken Hardware ist deshalb dringend notwendig, um die Anzahl der Tropfvorrichtungen, die Position der Sensoren und weitere Parameter zu testen. Jedoch sollte die Veränderung der Inputparameter hinsichtlich einer gewählten Skala die beobachteten Verhaltensmuster der Versickerung nicht ändern.

Die Anwendung der Simulation auf eine größere räumliche Bodeneinheit ( $1 \text{ m}^3$ ) hat keine Auswirkungen auf die Funktionsweise des XCS. Es muss jedoch beachtet werden, dass die bisherige Simulation klein genug ist, um dem System nur einmalig ein repräsentatives Feedback zu geben. Wird die Bodentiefe jedoch auf einen Meter erweitert, so kann es von Interesse sein, zu unterscheiden, ob eine spezifische Bewässerungsrate sowohl gut für obere als auch für untere Bereiche im Verlauf des Bodenprofils ist.

Abschließend ist eine kritische Betrachtung des gesamten Systems notwendig. Während der Analysen konnte beobachtet werden, dass die ersten Tage des Lernprozesses essentiell für das System sind, was noch eingehend untersucht werden muss. Sehr positiv ist hervorzuheben, dass die Konstruktion des XCS losgelöst von jeglicher Pflanzenart und Skala des Bewässerungssystems ist.

## 7 Zusammenfassung und Ausblick

Das implementierte Versickerungsmodell zeigt ein naturnahes Verhalten, das ähnlich zu Ergebnissen in der Literatur und den Beobachtungen in der Realität ist. Die vorgestellte Simulation eines adaptiven Präzisionsbewässerungssystems bietet dabei zwei neue Ansätze: Erstens ermöglicht die agentenbasierte Modellierung des Bodenwassers, die Umgehung der Differentialgleichung zur Lösung der Richardsgleichung, was die Berechnungen erleichtert. Zweitens adaptiert sich das System selbstständig sowohl an die Bedürfnisse der Pflanze als auch an sich ändernde Umweltbedingungen (wie z. B. verschiedene Korngrößenverteilungen im Boden, variable Bodenfeuchten, Tag- und Nachtzyklen, Wurzelsysteme oder ausgefallene Feuchtesensoren).

Die präzise Steuerung begründet die Annahme, dass ein reduzierter Wasserverbrauch mit dem beschriebenen Modell erreicht werden kann. Dennoch befindet das Modell noch im initialen Stadium seiner Entwicklung und mehrere Probleme der realen Praxis wurden bisher bewusst ausgeschlossen. So gibt es bislang z. B. weder eine Adaption an den natürlichen Niederschlag noch an Temperaturveränderungen, was in der Realität die Evapotranspirationsverhältnisse und damit auch den Wasserbedarf von Kulturpflanzen beeinflusst.

Auf die Grenzen des Versickerungsmodells wurde im letzten Abschnitt hingewiesen. Diese beziehen sich hauptsächlich auf eine zeitliche, räumliche und massebezogene Diskretisierung. Da eines der zukünftigen Ziele die Adaption des PI-Systems an Niederschlagsereignisse und Temperaturschwankungen sowie andere Umweltvariablen ist, müssen verschiedene Modellkomponenten angepasst werden.

Die Anwendung des Modells in einer realen Umgebung bleibt der letzte zukünftige Schritt. Eine Voraussetzung hierfür ist, dass die Konstruktion des XCS losgelöst ist von jeglicher Kulturpflanzenart und Skala des Bewässerungssystems. Zusätzlich zeigte das Experiment, dass ausfallende Sensoren vom System über mehrere Tage kompensiert werden können, bis der defekte Sensor ausgetauscht ist.

Demnach können das hier vorgestellte PI-System und das Versickerungsmodell als vielversprechende Ansätze zusammengefasst werden, die durchaus ein Potential für weitere Fragestellungen bieten.

Grundsätzlich kann die Betrachtung von standort-spezifischen Bodeneigenschaften einen wichtigen Beitrag zur Optimierung und Verbesserung der Wassernutzungseffizienz im Bewässerungsmanagement leisten. Deshalb erscheint es erforderlich, die Korngrößenzusammensetzung und Textur der Böden mit in Präzisionsbewässerungssysteme einzubeziehen.



## Literaturverzeichnis

- Børgesen C.D., Iversen B.V., Jacobsen O.H., Schaap M.G. (2008): Pedotransfer functions estimating soil hydraulic properties using different soil parameters. *Hydrological Processes* 22, 1630-1639.
- Butz M.V., Wilson S.W. (2001): An Algorithmic Description of XCS, in: Luca Lanzi, P., Stolzmann, W., Wilson, S.W. (Eds.), *Advances in Learning Classifier Systems: Third International Workshop, IWLCS 2000 Paris, France, September 15-16, 2000 Revised Papers*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 253-272.
- Castle C.J.E., Crooks A.T. (2006): Principles and Concepts of Agent-Based Modelling for Developing Geospatial Simulations, UCL Working Papers series. University College London, CASA, London, p. 60.
- Crooks A.T., Heppenstall A.J. (2012): Introduction to Agent-Based Modelling, in: Heppenstall, A.J., Crooks, A.T., See, L.M., Batty, M. (Eds.), *Agent-Based Models of Geographical Systems*. Springer, pp. 85-105.
- Dabach S., Lazarovitch N., Šimůnek J., Shani U. (2013): Numerical investigation of irrigation scheduling based on soil water status. *Irrigation Science* 31, 27-36.
- Ehlers W., Goss M. (2016): *Water dynamics in plant production*. CABI.
- Feddes R.A. (1982): Simulation of field water use and crop yield, *Simulation of Plant Growth and Crop Production*. Pudoc, pp. 194-209.
- Grashey-Jansen S. (2014): Optimizing irrigation efficiency through the consideration of soil hydrological properties - examples and simulation approaches. *Erdkunde* 68, 33-48.
- Grashey-Jansen S., Timpf S. (2010): Soil Hydrology of Irrigated Orchards and Agent-Based Simulation of a Soil Dependent Precision Irrigation System. *Advanced Science Letters* 3, 259-272.
- Green S., Kirkham M., Clothier B. (2006): Root uptake and transpiration: from measurements and models to sustainable irrigation. *Agricultural Water Management* 86, 165-176.
- Greenwood D.J., Zhang K., Hilton H.W., Thompson A.J. (2009): Opportunities for improving irrigation efficiency with quantitative models, soil water sensors and wireless technology. *The Journal of Agricultural Science* 148, 1-16.
- Holland J.H., Reitman J.H. (1978): Cognitive systems based in adaptive algorithms, in: Waterman, D.A., Hayes-Roth, F. (Eds.), *Pattern-directed inference systems*. Academic Press, New York.
- Krause M., Konrad R. (2014): IEEE 802.15.4, *Drahtlose ZigBee-Netzwerke*. Springer, pp. 83-90.
- Madramootoo C.A., Morrison J. (2013): Advances and challenges with micro-irrigation. *Irrigation and Drainage* 62, 255-261.
- Müller-Schloer C., Schmeck H., Ungerer T. (2011): *Organic Computing - A Paradigm Shift for Complex Systems*. Springer-Verlag.
- Raine S.R., Meyer W.S., Rassam D.W., Hutson J.L., Cook F.J. (2007): Soil-water and solute movement under precision irrigation: knowledge gaps for managing sustainable root zones. *Irrigation Science* 26, 91-100.
- Schultz B., De Wrachien D. (2002): Irrigation and drainage systems research and development in the 21st century. *Irrigation and Drainage* 51, 311-327.
- Van Genuchten M.T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal* 44, 892-898.
- Van Genuchten M.T. (1987): *A Numerical Model for Water and Solute Movement in and Below the Root Zone*. United States Department of Agriculture Agricultural Research Service U.S. Salinity Laboratory.
- Wilensky U. (1999): NetLogo. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University, Evanston, IL.
- Wilson S.W. (1994): ZCS: A zeroth level classifier system. *Evol. Comput.* 2, 1-18.
- Wilson S.W. (1995): Classifier fitness based on accuracy. *Evol. Comput.* 3, 149-175.
- Wösten J.H.M., Van Genuchten M.T. (1988): Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1762-1770.
- Würtz, R.P., 2008. *Organic Computing*. Springer Science & Business Media.

# Räumliche Variabilität der elektrischen Leitfähigkeit kleiner Fließgewässer im Raum Göttingen

Georg-August-Universität Göttingen, Geographisches Institut

*Sophia Marie Heering, Jannik Ahrens, Steffen Möller*

Das in Südniedersachsen gelegene Göttinger Umland beheimatet eine Vielfalt mesozoischer und känozoischer Sedimentgesteine, die die Fließrichtung und die chemische Zusammensetzung von kleineren Fließgewässern prägen. Der Göttinger Wald und seine östlich benachbarten Vorländer sind von Kalksteinen des Oberen Muschelkalkes ( $mo_1$ ) und Unteren Muschelkalkes ( $mu$ ) sowie Mergel- und Tonsteinen des Oberen Muschelkalkes ( $mo_2$ ), des Mittleren Muschelkalkes ( $mm$ ) und des Oberen Buntsandsteins ( $so$ ) geprägt. Dabei kommt es zum saisonalen Trockenfallen kleiner, im Kalkstein entspringender Fließgewässer in den Sommer- und Herbstmonaten. Jene, die aus dem Röt ( $so$ ) hervorgehen, zeigen hingegen ein perennierendes Fließverhalten. Die vorliegende Arbeit untersucht den Einfluss des geologischen Untergrundes und der Vorfeuchtebedingungen auf die elektrische Leitfähigkeit zweier kleiner Fließgewässer im Raum Göttingen.

## 1 Einleitung

Die elektrische Leitfähigkeit wässriger Proben beschreibt als Summenparameter den Salzgehalt wässriger Lösungen und „beruht auf der Fähigkeit der im Wasser gelösten Ionen, elektrischen Strom zu transportieren“ (Kölle 2010:73). Sie eignet sich sehr gut zur Erfassung von Änderungen im Mischungsverhältnis der Wasserinhaltsstoffe, entspricht aber lediglich „einer unspezifischen, pauschalen Aussage über die Gesamtkonzentration“ (ebd.:74) der im Wasser dissoziierten Ionen und gibt somit keinen Hinweis auf einzelne Stoffe (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2017). Räumliche und zeitliche Variabilität in der Gewässerchemie eines Fließgewässers, die generell auf verschiedenen Skalen vorliegt (Craig 2005; Kirchner et al. 2000), lässt sich durch Längsprofilmessungen der elektrischen Leitfähigkeit demnach gut darstellen, jedoch bleibt die Frage nach den Ursachen unbeantwortet. Für die Erklärung der räumlichen Variabilität der elektrischen Leitfähigkeit von kleineren Fließgewässern wird in wissenschaftlichen Arbeiten auf ein komplexes System zwischen biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen hingewiesen (Hayashi et al. 2012:102). Daher charakterisiert jedes Einzugsgebiet individuelle Muster und infolgedessen auch individuelle Erklärungsansätze. Obwohl der Fokus in den vergangenen Jahren mehr auf das Zusammenwirken von Oberflächenwasser und Grundwasser gesetzt wurde (Fleckenstein et al. 2010), wird die Geologie als Einflussfaktor unterschiedlich stark gewichtet (Hill, Neal 1997; Shand et al. 2005) und speziell in dieser Forschungsarbeit in Zusammenhang mit der elektrischen Leitfähigkeit gebracht.

## 2 Forschungsstand und Fragestellung

In der Analyse der Messungen der elektrischen Leitfähigkeit ergeben sich räumlich unterschiedliche Strukturen. Diese haben ihren Ursprung primär in Zuflüssen oder in sonstigen Stoffeinträgen verschiedener Herkunft im Flussverlauf (Mattheß 1990:57) und können sowohl natürlicher als auch anthropogener Art sein (Hütter 1992:86). Zur Erklärung räumlicher Differenzen der elektrischen Leitfähigkeit können die Landnutzung, die Vegetation und die Textur des Bodens herangezogen werden (Andrade et al. 2012:496), da diese Faktoren anthropogene Stoffeinträge begünstigen und Niederschlag in unterschiedlichem Ausmaß zurückhalten. Um weitere Ursachen für kleinräumige Variationen zu ergründen, werden beispielsweise seit 40 Jahren in Zentral-Wales die Plynlimon-Einzugsgebiete erforscht (Centre for ecology & hydrology 2012). So stellten Hill und Neal bereits 1997 heraus, dass kleinräumige Unterschiede nicht nur über die Böden, die Geologie, die Landnutzung und die Vegetation erklärt werden können, sondern vielmehr ein komplexes Zusammenspiel von hydrologischen und hydrochemischen Faktoren und Prozessen sind (Hill, Neal 1997:705). Shand et al. setzten 2005 an diesem Punkt an und fassten zusammen, dass Bachwasser ein gemischtes Endprodukt von chemischen Reaktionen, den Fließwegen, der Herkunft, der Verweildauer und dem Mischungsverhalten sämtlichen Wassers innerhalb eines Einzugsgebietes sei (Shand et al. 2005:636). Die Autoren betonen, dass der Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit und der Konzentration diverser Ionen stark mit einem Wechsel der Geologie korreliert. Außerdem sei entscheidend, aus welchen hydrologischen Zonen die Quelle gespeist wird und

wie lange das Wasser im Untergrund verweilt, bevor es zu Tage tritt.

Neben den bereits genannten Faktoren, die einen mehr oder minder starken Einfluss auf die räumliche Variabilität der elektrischen Leitfähigkeit ausüben können, kommt dem Niederschlag eine bedeutende Rolle zu. Denn es wurde bereits festgestellt, dass die Quellschüttung bei einigen Quellen zwischen Nass- und Trockenperioden extrem stark schwankt und andere Quellen hingegen nahezu unbeeinflusst bleiben. Für die in dieser Forschungsarbeit untersuchten Einzugsgebiete sind die Vorfeuchtebedingungen wichtig für das Verständnis des Beitrages der geogenen Quellen. Dies ist sowohl in gewässerchemischer, qualitativer Hinsicht, als auch in der Quantität der Quellschüttung bedeutsam. Durch die hohe Evapotranspiration und die schnell abflusswirksamen Niederschläge kommt es in den Sommermonaten in der Regel zu einem partiellen Austrocknen der kleineren Fließgewässer, die somit als periodische Fließgewässer bezeichnet werden können. Für die speziellen Längsprofilmessungen wurden in der Regel Trockenwetterabflüsse herangezogen, d.h. jener Abfluss, der in niederschlagsarmer Zeit auftritt und

den natürlichen ober- und unterirdischen Speicherräumen der Einzugsgebiete entstammt (Baumgartner, Liebscher 1996:500). Er lässt sich außerdem als grundwasserbürtiger Abfluss charakterisieren und spiegelt daher die geogenen Stoffquellen gut wider. Der Zeitabstand nach dem letzten Niederschlagsereignis sollte mindestens drei Tage, also 72 Stunden, betragen (Hölting, Coldewey 2013:99ff.). Leider ließ sich durch die zeitlich streng getaktete Messkampagne nicht immer erst nach drei niederschlagsfreien Tagen messen. Somit befinden sich in der Stichprobe auch Längsprofile, die nach geringen bis moderaten Niederschlagsereignissen in den letzten 72 Stunden gemessen wurden. Sie zeugen aber sehr gut vom Einfluss der Vorfeuchte auf das Längsprofil. Einschränkung ist jedoch zu erwähnen, dass nach moderaten bis starken Niederschlägen in den letzten 72 Stunden auf die Längsprofilmessung verzichtet wurde.

Die primäre Forschungsfrage der vorliegenden Studie lautet: Wie beeinflussen der geologische Untergrund und die Vorfeuchtebedingungen die im Trockenwetterabfluss gemessene elektrische Leitfähigkeit von kleineren Fließgewässern?

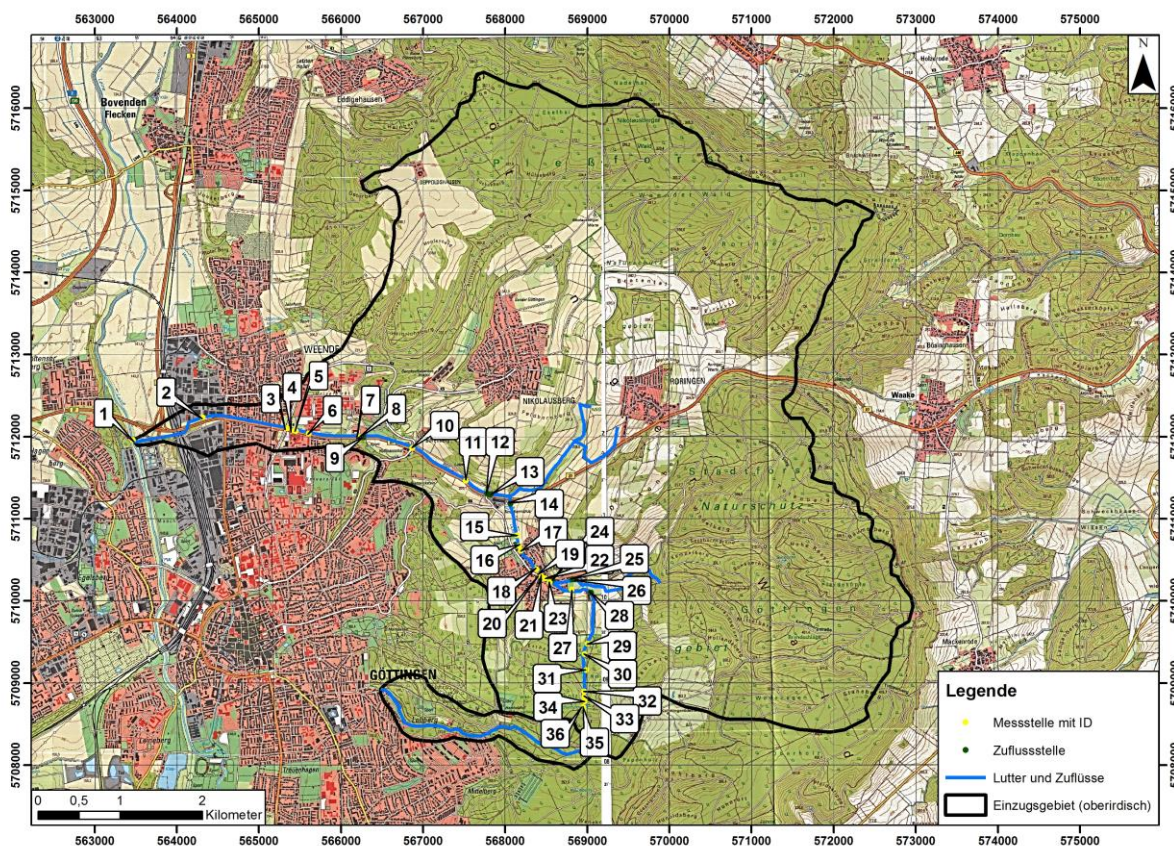


Abb. 1: Topographische Karte, Einzugsgebiet Lutter (verändert nach Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen 2002, 2010).



### 3 Untersuchungsgebiete und Methoden

Die Region Göttingen liegt im oberen Leinebergland zwischen dem westlichen Harzvorland und dem Weserbergland. Vom Leinetal mit einer Höhe von etwa 150 m über NHN steigt der Göttinger Wald bis zum First der Schichtstufe der Mackenröder Spitze auf 427,5 m an. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt an der DWD-Station in Göttingen 9,0°C und die Niederschlagssumme beträgt im langjährigen Mittel 640 mm (DWD 2014).

Das Tal der Lutter hat sich in die Kalksteine des Mittleren Muschelkalkes (mm) und des Unteren Muschelkalkes (mu) eingeschnitten. In ihrem Unterlauf wird die Talaue durch quartäre Sedimente und holozäne Auenlehme geprägt. Die Lutter folgt dem Schichteinfallen der Kalksteine und kann daher weitgehend als konsequentes Fließgewässer angesehen werden.

Als obsequenter Flusslauf fließt der Weißwasserbach von West nach Ost gegen das Einfallen der Schichten. Er entspringt westlich der Firstlinie des nördlichen Göttingen-Northeimer Waldes im Oberen Buntsandstein (so, Röt). Der Röt bildet den So-

Tone des Röt sind Gipsinseln eingelagert, die sich teilweise an Verwerfungen befinden. Trotz der Fließrichtung gegen das Schichteinfallen kann der Weißwasserbach als perennierendes Fließgewässer angesehen werden, das im Hochsommer zwar deutlich weniger Wasser führt, im Gegensatz zur Lutter jedoch nicht trockenfällt. Im Mittel- und Unterlauf durchquert der Weißwasserbach die Sandsteine des Mittleren Buntsandsteins (sm).

Die Messungen der elektrischen Leitfähigkeit in beiden Einzugsgebieten erfolgte immer im Stromstrich und bachaufwärts, um eine Verfälschung der Messwerte an bachabwärts gelegenen Messstellen durch eine Remobilisierung von Ionen aus dem Sediment auszuschließen. Für die Untersuchung wurden zwei Einzugsgebiete mit vergleichbarer Größe gewählt.

Das Monitoring an der Lutter wird seit 2014 je nach Wetterlage wöchentlich, im besten Fall am gleichen Wochentag und in jedem Fall zur gleichen Uhrzeit durchgeführt. Die Lutter hat eine Lauflänge von 8,2 km. Insgesamt werden an 36 Punkten im Gewässer und an den wichtigsten Zuflüssen die elektrische Leitfähigkeit und Wassertemperatur gemes-

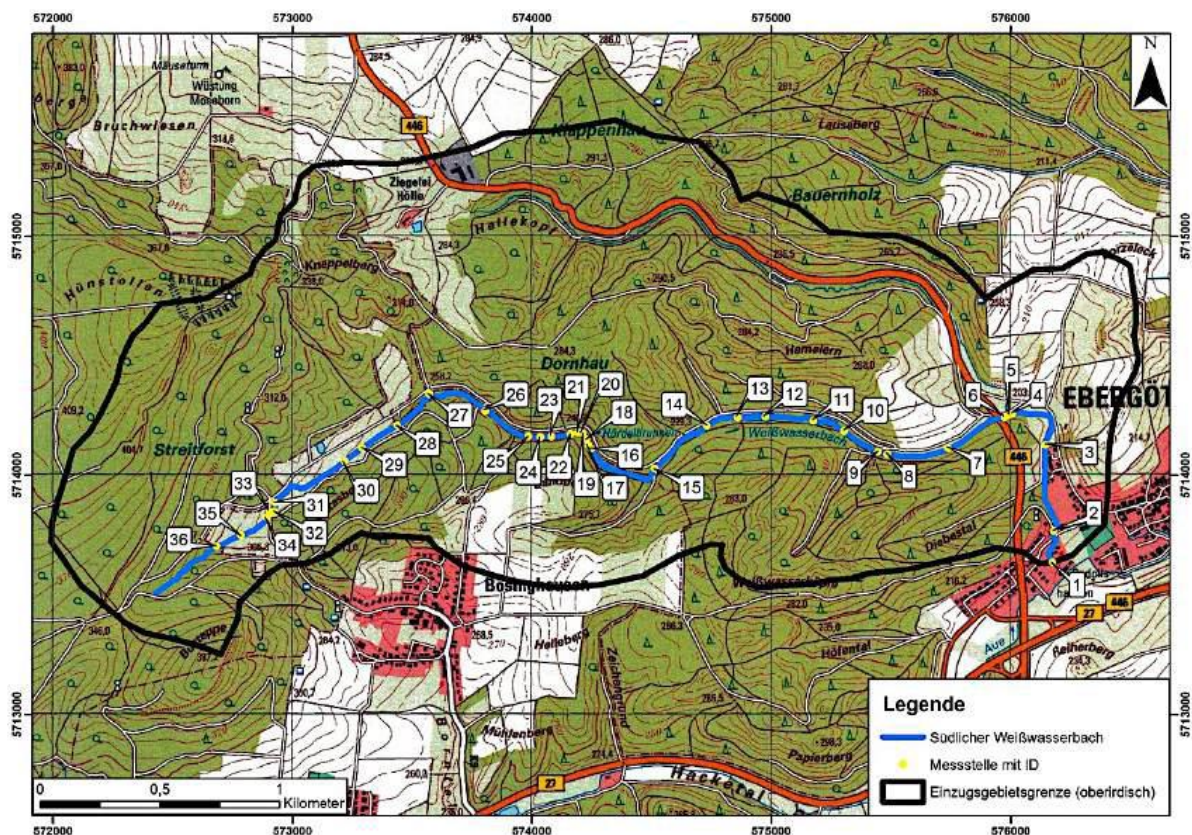


Abb. 2: Topographische Karte, Einzugsgebiet Weißwasserbach (verändert nach Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen 2010 in Ahrens 2017).

ckel der Schichtstufen des Unteren Muschelkalkes und weist daher einen hohen Tongehalt auf. In die

sen (vgl. Abb. 1).

Am südlichen Weißwasserbach wurde eine Untersuchung im zeitlichen Verlauf von April-Juli 2017 ebenfalls zu identischen Uhrzeiten durchgeführt. Der südliche Weißwasserbach fließt auf insgesamt 5,1 km Lauflänge. Auch hier wurden insgesamt 36 Messstellen in das Monitoring einbezogen (vgl. Abb. 2).

Für die manuellen Messungen der elektrischen Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] und der Temperatur des Wassers [ $^{\circ}\text{C}$ ] wurde das Gerät Cond 340i der Firma WTW verwendet. Die damit erhobenen Werte beziehen sich auf eine Referenztemperatur von  $25^{\circ}\text{C}$ . Um eine möglichst genaue statistische Vergleichbarkeit gewährleisten zu können, wurde überwiegend der Trockenwetterabfluss der Längsprofile gemessen. Für den Weißwasserbach liegt neben den Längsprofilen auch eine gewässerchemische Analyse vor.

Die ermittelten Daten der gemessenen elektrischen Leitfähigkeit beider Bäche sind in Fehlerbalkendiagrammen (vgl. Abb. 3 und 4) dargestellt. Die Diagramme zeigen zusätzlich die stratigraphischen Einheiten entlang des Flussverlaufes, jeweils von der Quelle flussabwärts. Zur besseren Visualisierung wurden die Werte der elektrischen Leitfähig-

keit auf den im jeweiligen Fluss gemessenen Wertebereich angepasst, sodass die Ordinate für die Lutter den maximalen Wert von  $1200 \mu\text{S}/\text{cm}$  erreicht, während die Ordinate für den Weißwasserbach bis auf  $2500 \mu\text{S}/\text{cm}$  skaliert ist.

Für die institutsnah gelegene Messstelle 6 an der Lutter wurde eine Korrelationsanalyse nach Pearson durchgeführt, um einen Zusammenhang mit der Niederschlagssumme der vergangenen 72 Stunden vor einer Längsprofilmessung zu überprüfen. Die stündlichen Niederschlagssummen wurden von der 6 km entfernten DWD-Station im Süden Göttingens entnommen (DWD 2018).

#### 4 Ergebnisse

Die Lutter entspringt in den Kalksteinen des Göttinger Waldes. Ihr südlicher Zufluss beginnt mit dem Tuchmacherborn, einer Schichtquelle an der Grenze vom Oberen Muschelkalk ( $\text{mo}_1$ ) zum Mittleren Muschelkalk ( $\text{mm}$ ) mit einer Leitfähigkeit von  $450\text{--}560 \mu\text{S}/\text{cm}$  (vgl. Abb. 3). Der obere Fließabschnitt verläuft in den Mergeln des Mittleren Muschelkalkes ( $\text{mm}$ ) und wird durch geringe Zuflüsse geprägt, die zu einem Anstieg der Leitfähigkeit führen. Im weiteren Verlauf hat sich die Lutter in den Unteren Muschelkalk ( $\text{mu}$ ) eingeschnitten.

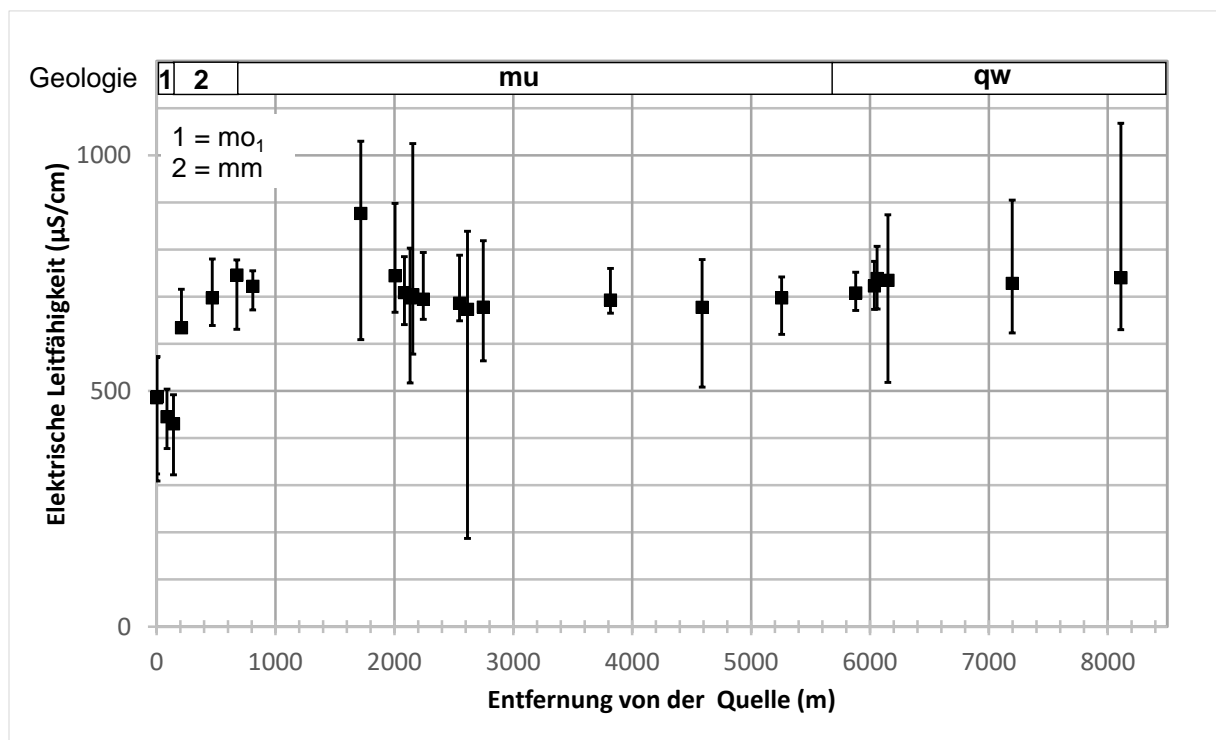


Abb. 3: Mittleres Längsprofil der elektrischen Leitfähigkeit der Lutter. Dargestellt sind der Mittelwert sowie Minimum und Maximum als Fehlerbalken.

Hier kommt es zu einem sprunghaften Ansteigen der elektrischen Leitfähigkeit durch eine Quelle, die Grundwasser aus dem Unteren Muschelkalk (über 900  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) schüttet.

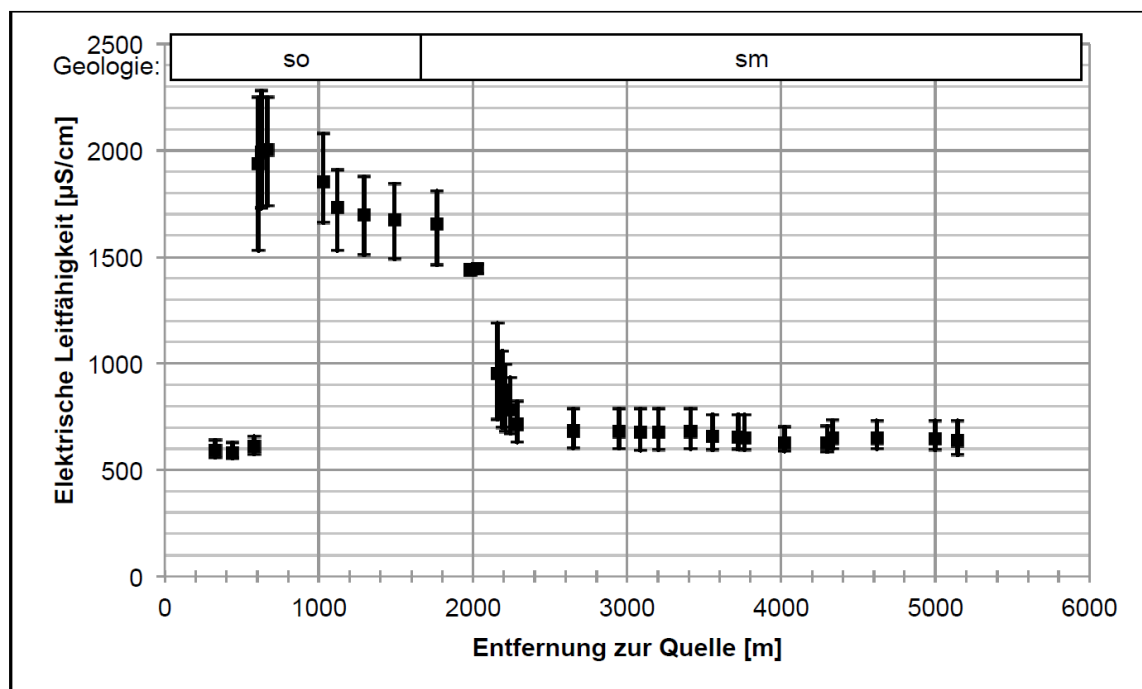
Der Fließabschnitt durch den Ort Herberhausen wird durch verschiedene Quellen im Umfeld der Ortschaft geprägt, die eine relativ konstante Schüttung aufweisen und diesem Fließabschnitt einen perennierenden Charakter verleihen. Durch die etwas geringere Leitfähigkeit der Zuflüsse sinkt die Leitfähigkeit der Lutter auf ca. 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ab. Im weiteren Verlauf zwischen dem Ortsausgang von Herberhausen (vgl. Abb. 1, Messstelle 16) und der Brücke über die Robert-Koch-Straße (vgl. Abb. 1, Messstelle 3) fehlen Quellen mit konstanter Schüttung weitgehend, sodass dieser Fließabschnitt im Sommer und Herbst trockenfällt. Jedoch münden hier einige anthropogen geprägte Zuflüsse mit hoher Variabilität in die Lutter, sodass die elektrische Leitfähigkeit in diesem Abschnitt wieder etwas ansteigt.

Die elektrische Leitfähigkeit weist eine durchaus hohe Streuung an den einzelnen Messstellen auf (vgl. Fehlerbalken in Abb. 3), die einerseits auf Verdünnung durch Niederschlagswasser und andererseits auf die stärkere Bedeutung des Grundwassers in den Sommermonaten zurückgeführt werden

kann. Da die Messungen weitgehend unter Trockenwetterbedingungen durchgeführt wurden, sind die Mittelwerte relativ hoch. Dadurch wird die Streuung der Daten relativiert. Dies bringt der Variationskoeffizient zum Ausdruck (vgl. Abb. 5).

An der Messstelle 36 (vgl. Abb. 5, Quelle) zeigt der Variationskoeffizient von 14,61% eine hohe Streuung der elektrischen Leitfähigkeit an. Flussabwärts, bis zur Messstelle 6 (vgl. Abb. 5, Brücke Geographie), ist ein Trend zu geringer werdender Streuung erkennbar. Im Bereich der Stadt (Messstellen 5 bis 1) nimmt der Variationskoeffizient wieder deutlich zu.

Um den Einfluss der Niederschläge und somit eine mögliche Verdünnung des Bachwassers durch *event water* zu prüfen, wurde eine Korrelationsanalyse nach Pearson durchgeführt. Das Streudiagramm (vgl. Abb. 6) aus der 72-stündigen Niederschlagssumme vor der Messung ( $N_{72}$ ) und der elektrischen Leitfähigkeit (LF) zeigt eine tendenziell aufsteigende Punktwolke, die allerdings nur einen schwachen Zusammenhang nahelegt. Der Korrelationskoeffizient ergibt ebenfalls einen schwachen positiven Zusammenhang von +0,286, der jedoch bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% signifikant ist. Dies bedeutet: je mehr Niederschlag in den 72 Stunden vor der Messung gefallen ist,



**Abb. 4: Mittleres Längsprofil der elektrischen Leitfähigkeit des südlichen Weißwasserbaches. Dargestellt sind der Mittelwert sowie Minimum und Maximum als Fehlerbalken.**

Quelle: Ahrens 2017: 22.



desto höher ist die gemessene elektrische Leitfähigkeit.

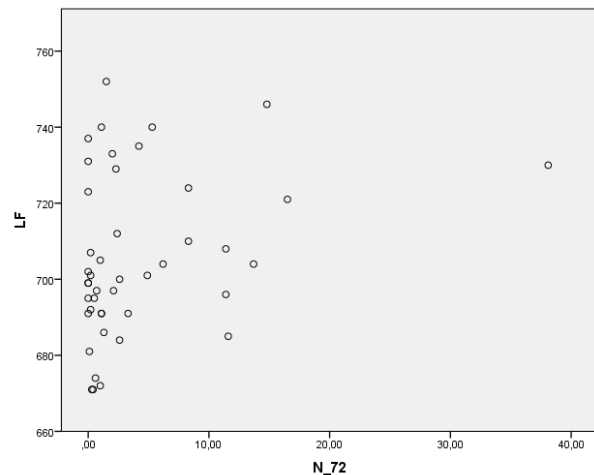
Der südliche Weißwasserbach weist im Quellgebiet die niedrigsten Werte der elektrischen Leitfähigkeit mit ca. 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im gesamten Bachverlauf auf (vgl. Abb. 4). Er fließt zunächst durch den Oberen Buntsandstein (so, Röt) und anschließend durch die Sandsteine des Mittleren Buntsandsteins (sm). In die Tone des Röt sind vereinzelte Gipslinsen eingelagert, sodass das Grundwasser aus diesen Bereichen mit Calciumsulfat angereichert ist. Die elektrische Leitfähigkeit steigt an Messstelle 33 sprunghaft auf nahezu 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  an. Die chemischen Analysen zeigten, dass der Anstieg der Leitfähigkeit mit einem Anstieg der  $\text{Ca}^{2+}$ -Konzentration von 90 auf 244 mg/l und der  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentration von 28 auf 545 mg/l einherging. Der Fließabschnitt im Oberen Buntsandstein weist die Tendenz einer Zunahme der Leitfähigkeit vom Frühjahr bis hin zum Sommer auf. Bei abnehmenden Abflüssen im Bach steigt die Bedeutung konstanter Grundwasserzuflüsse mit hoher Leitfähigkeit.

Der bachabwärts liegende Fließabschnitt im Mittleren Buntsandstein wird von zwei Quellen mit geringer elektrischer Leitfähigkeit und ebenfalls weitgehend konstanter Schüttung geprägt. Diese verdünnen das Wasser des Weißwasserbaches und senken dessen Leitfähigkeit. Der Unterlauf des Weißwasserbaches ist durch konstante Werte der elektrischen Leitfähigkeit (ca. 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) durch das Fehlen von Zuflüssen geprägt (Ahrens 2017: 20ff.).

	Elektrische Leitfähigkeit gemessen an:				
	Quelle	Pferdekoppel	Herberhausen Zaun	Brücke Geographie	Mündung
Entfernung von Mündung in m	8160	6442	5412	2280	10
Standardabweichung	72,29	62,73	34,03	21,33	116,28
Mittelwert	494,63	882,25	676,16	705,75	751,98
Variationskoeffizient	14,61	7,11	5,03	3,02	15,46

**Abb. 5: Berechneter Variationskoeffizient an ausgewählten Standorten entlang der Lutter bei Niederschlagsereignissen (min. 72 Stunden vor der Messung).**

Sowohl an der Lutter als auch am Weißwasserbach ließ sich eine ansteigende elektrische Leitfähigkeit mit Abnahme des Abflusses in den Sommermonaten registrieren. Dies spricht für den mit zunehmender Trockenheit ansteigenden Einfluss des Grundwassers. In den Winter- und Frühjahrsmonaten ist jedoch auch ein Einfluss der Niederschläge festzustellen.



**Abb. 6: Elektrische Leitfähigkeit und Niederschlagsereignisse (min. 72 Stunden vor der Messung) am Messstandort der Brücke der Geographie im Punktdiagramm.**

## 5 Diskussion

Sowohl der geologische Untergrund als auch die Niederschlagsbedingungen nehmen eine zentrale Rolle bei der Interpretation der Längsprofile der elektrischen Leitfähigkeit beider Fließgewässer ein. Die Leitfähigkeit der Lutter und die des Weißwasserbaches werden durch die Zuflüsse aus dem Grundwasser entscheidend bestimmt. An beiden Fließgewässern stellen die Quellen jeweils die Messstellen mit der geringsten Leitfähigkeit im gesamten Längsprofil dar (Lutter 450-550  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Weißwasserbach 600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

Die elektrische Leitfähigkeit im Verlauf der Lutter steigt vor allem durch die Quellschüttung aus dem Unteren Muschelkalk stark an. Im Oberlauf des Weißwasserbaches führt eine Verwerfungsquelle aus dem Oberen Buntsandstein zu einem sprunghaften Anstieg. Durch die gewässerchemischen Analysen vom Oberlauf des Weißwasserbaches konnte gezeigt werden, dass Grundwasser aus den im Röt eingelagerten Gipslinsen Calciumsulfat löst und ins Gewässer einträgt (Ahrens 2017:18).

Im Mittellauf beider Fließgewässer ist eine Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit zu verzeichnen. Am Weißwasserbach ist diese auf Quellen aus dem Mittleren Buntsandstein zurückzuführen, die auf Grund ihrer deutlich geringeren Leitfähigkeit das Bachwasser stark verdünnen und bei annähernd 650 – 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  halten. Für die Lutter steht eine gewässerchemische Analyse noch aus, sodass eine genaue Interpretation zum jetzigen Zeitpunkt nicht möglich ist. Es ist lediglich ein moderater Verdünnungseffekt erkennbar, der die Leitfähigkeit auf Werte um etwa 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  senkt.



Der Unterlauf der Lutter ist im Vergleich zum Weißwasserbach anthropogen geprägt, was zur Folge hat, dass die Zuflüsse eine hohe Variabilität ihrer elektrischen Leitfähigkeit aufweisen. Der Unterlauf des Weißwasserbachs hingegen zeichnet sich durch eine konstantere elektrische Leitfähigkeit aus. Dies kann auf fehlende Zuflüsse, sowohl geogenen als auch anthropogenen Ursprungs zurückgeführt werden.

Beide Längsprofile unterstreichen die Rolle des geogenen Untergrundes, der sowohl eine Konzentration gelöster Ionen im Gewässer als auch deren Verdünnung hervorrufen kann.

Die Rolle des Niederschlages ist dagegen keineswegs nur auf die Verdünnung des vorwiegend aus Grundwasser bestehenden Bachwassers zu reduzieren. Die Korrelationsanalyse an der Lutter hat gezeigt, dass Niederschlagsereignisse innerhalb von 72 Stunden vor der Messung einen schwachen, aber signifikant positiven Zusammenhang mit erhöhten Werten der elektrischen Leitfähigkeit aufweisen. Das widerspricht der Annahme, dass das Niederschlagswasser ausschließlich verdünnend wirkt und unter reinen Trockenwetterbedingungen eine höhere elektrische Leitfähigkeit gemessen würde.

Dass die Erhöhung der Leitfähigkeit auf den Eintrag von Feststoffpartikeln durch Oberflächenabfluss zurückzuführen ist, kann ausgeschlossen werden, denn die Beprobung fand nie während eines Niederschlagsereignisses bzw. kurz danach statt. Da die Niederschlagssummen relativ gering waren und der Oberflächenabfluss zeitlich auf das Niederschlagsereignis und maximal wenige Stunden danach begrenzt bleibt, kann ein Stoffeintrag durch den Oberflächenabfluss nicht als Begründung angeführt werden.

Eine weitere Alternative wäre das Austreten von verzögertem Zwischenabfluss, das aus den kalkhaltigen Böden ebenfalls Ionen lösen kann und somit eine höhere elektrische Leitfähigkeit aufweist als Niederschlagswasser. Allerdings ist unwahrscheinlich, dass in der kurzen Kontaktzeit zwischen Infiltration und Austreten ins Gewässer der verzögerte Zwischenabfluss so viele Ionen lösen kann, dass er die Leitfähigkeit im Gewässer deutlich erhöht, die vor allem von hoch konzentriertem Grundwasser geprägt wird.

Eine mögliche Interpretation ist das Austreten von *pre-event water*, das durch einen Druckimpuls (Piston-Flow-Effekt) durch den infiltrierten Niederschlag ausgelöst wird (Uhlenbrook, Leibundgut 1997:17). Da der geologische Untergrund aus kalk-

haltigem Gestein besteht, weist auch das oberflächennahe Grundwasser eine hohe elektrische Leitfähigkeit auf.

## 6 Schlussfolgerung

Die vorliegende Studie unterstreicht die Rolle des geogenen Stoffeintrages und dessen Einfluss auf die elektrische Leitfähigkeit im Längsprofil kleiner Fließgewässer. Entsprechend ihren hydrochemischen Eigenschaften können sie die Leitfähigkeit sowohl erhöhen als auch verringern. Bei relativ konstanter Schüttung kommt den geogenen Quellen aus dem Grundwasser bei sommerlichem Niedrigwasserabfluss eine immer stärkere Bedeutung zu. In den Sommermonaten steigt die Leitfähigkeit im Gewässer einerseits stark an, kann aber durch Starkniederschlagsereignisse zeitnah stark verdünnt werden. Daraus ergibt sich eine deutlich höhere Variabilität der Leitfähigkeit in den Sommermonaten.

Niederschläge können jedoch auch eine Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit ein bis drei Tage nach dem Niederschlagsereignis hervorrufen, die mit Hilfe des Piston-Flow-Effektes erklärt werden kann. Eine gewässerchemische Analyse an der Lutter steht noch aus und könnte den Beitrag des Niederschlages auf die hydrochemische Zusammensetzung des Bachwassers zukünftig näher beleuchten.

## Literaturverzeichnis

- Ahrens J. (2017): Räumliche und zeitliche Variabilität der elektrischen Leitfähigkeit des südlichen Weißwasserbaches. Unveröffentlichte Bachelorarbeit an der Georg-August-Universität Göttingen.
- Andrade T. S., Montenegro S. M. G. L., Montenegro A. A. A., Rodrigues D. F. B. (2012): Spatial temporal variability of electrical conductivity of groundwater in the semiarid region of Pernambuco, Brazil. In: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental 16(5): 496–504. DOI: 10.1590/S1415-43662012000500005.
- Baumgartner A., Liebscher H.-J. (1996): Allgemeine Hydrologie, Quantitative Hydrologie. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger Verlag.
- Centre for ecology & hydrology (2012): The Plynlimon catchments - an open air laboratory. <http://cehsciencenews.blogspot.com/2012/08/plynlimon-catchments-open-air-lab-21.html.html> (29.07.2017).

- Craig A. L. (2005): Evaluation of spatial and temporal variation of groundwater discharge to streams. Clemson, South Carolina. <http://www.clemson.edu/ces/hydro/murdoch/Student%20Project/Allison%20C/allison%20thesis.pdf> (27.07.2017).
- Deutscher Wetterdienst (2014): Zeitreihe der täglichen Temperaturen und Niederschlagssummen an der Station Göttingen. WebWerdis - Weather Request and Distribution System. <https://werdis.dwd.de> (13.11.2014).
- Deutscher Wetterdienst (2018): Zeitreihe der stündlichen Niederschlagssummen an der Station Göttingen. WebWerdis - Weather Request and Distribution System. <https://werdis.dwd.de> (17.02.2018).
- Fleckenstein J. H., Krause S., Hannah D. M., Boano F. (2010): Groundwater-surface water interactions: New methods and models to improve understanding of processes and dynamics. In: *Advances in Water Resources* 33(11): 1291–1295. DOI: [doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.09.011](https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.09.011).
- Hayashi M., Vogt T., Mächler L., Schirmer M. (2012): Diurnal fluctuations of electrical conductivity in a pre-alpine river: Effects of photosynthesis and groundwater exchange. In: *Journal of Hydrology* 450–451: 93–104. DOI: [doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.020](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.020).
- Hill T., Neal C. (1997): Spatial and temporal variation in pH, alkalinity and conductivity in surface runoff and groundwater for the Upper River Severn catchment. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 1 (3): 697–715. HAL-Id: hal-00304438.
- Hölting B., Coldewey W. G. (2013): *Hydrologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Hütter L. A. (1992): *Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren*. Laborbücher Chemie. Frankfurt am Main: Verlag Salle + Sauerländer.
- Kirchner J. W., Feng X., Neal C. (2000): Fractal stream chemistry and its implications for contaminant transport in catchments. In: *Nature* 403(6769): 524. DOI: [10.1038/35000537](https://doi.org/10.1038/35000537).
- Kölle W. (2010): *Wasseranalysen - richtig beurteilt: Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung und EU-Trinkwasserrichtlinie*. Weinheim: Wiley-VCH-Verlag.
- Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen (2002): *Topographische Karte 1:25 000. Blatt 4425*. Göttingen.
- Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen (2010): *Topographische Karte 1:25 000. Blatt 4426*. Ebergötzen.
- Mattheß G. (1990): *Die Beschaffenheit des Grundwassers: mit 116 Tabellen*. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger Verlag.
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (2017): *Leitfähigkeit*. <http://www.umwelt.niedersachsen.de/themen/wasser/grundwasser/grundwasserberichter/grundwasserbeschaffenheit/gueteparameter/grundprogramm/leitfaehigkeit/leitfaehigkeit-137601.html> (25.06.2017).
- Shand P., Haria A. H., Neal C., Griffiths K., Gooddy D., Dixon A. J., Hill T., Buckley D. K., Cunningham J. (2005): Hydrochemical heterogeneity in an upland catchment: further characterisation of the spatial, temporal and depth variations in soils, streams and groundwaters of the Plynlimon forested catchment, Wales. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 9 (6): 621–644. DOI: [10.5194/hess-9-621-2005](https://doi.org/10.5194/hess-9-621-2005).
- Uhlenbrook S. & Leibundgut C. (1997): Abflußbildung bei Hochwasser in verschiedenen Raumskalen. *Wasser & Boden* 49(9). S. 13–22.

## Integrated River Basin Assessment in Eastern Europe

### Western Bug, Desna and Western Dvina as Transboundary Rivers

*Fabian Krengel<sup>1,2</sup>, Christian Bernhofer<sup>3</sup>, Sergey Chalov<sup>4</sup>, Vasily Efimov<sup>4</sup>, Ludmila Efimova<sup>4</sup>, Liudmila Gorbachova<sup>5</sup>, Michal Habel<sup>6</sup>, Björn Helm<sup>7</sup>, Ivan Kruhlov<sup>8</sup>, Yuri Nabyvanets<sup>5</sup>, Natalya Osadcha<sup>5</sup>, Volodymyr Osadchy<sup>5</sup>, Thomas Pluntke<sup>3</sup>, Tobias Reeh<sup>2</sup>, Pavel Terskii<sup>4</sup>, Daniel Karthe<sup>1,9</sup>*

<sup>1</sup> *Department Aquatic Ecosystem Analysis and Management, Helmholtz Centre for Environmental Research, Magdeburg, Germany*

<sup>2</sup> *Institute of Geography, Georg-August-Universität, Göttingen, Germany*

<sup>3</sup> *Institute of Hydrology and Meteorology, Technische Universität Dresden, Germany*

<sup>4</sup> *Faculty of Geography, Lomonosov Moscow State University, Russian Federation*

<sup>5</sup> *Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kyiv, Ukraine*

<sup>6</sup> *Institute of Geography, Kazimierz Wielki University, Bydgoszcz, Poland*

<sup>7</sup> *Institute for Urban and Industrial Water Management, Technische Universität Dresden, Germany*

<sup>8</sup> *Faculty of Geography, Ivan Franko National University, Lviv, Ukraine*

<sup>9</sup> *Environmental Engineering Section, German-Mongolian Institute for Resources and Technology, Nalaikh, Mongolia*

There are numerous rivers in Eastern Europe that cross international borders, connecting multiple countries despite differences regarding water legislation, monitoring practices and water use. The Western Bug (shared by Ukraine, Belarus and the European Union (EU)), the Desna (shared by Russia and Ukraine), and the Western Dvina (shared by Russia, Belarus, and the EU) act as examples of transboundary rivers that require transboundary cooperation to solve environmental issues in their catchments. The three rivers flow through different sets of riparian countries, but their basins are similar regarding their size (several ten thousand km<sup>2</sup>), their climate (moderately continental temperate climates with significant snow cover during the winter) and discharge regimes (spring floods from snow melt). In addition, all three rivers suffer from pollution due to insufficient treatment of urban and industrial wastewater as well as nutrient inflows from agriculture. Differences exist regarding the longitudinal pattern of pollution: In the Western Bug, contaminant input originates chiefly upstream in Ukraine and Belarus, while comparable issues persist primarily downstream in the Desna and Western Dvina, i.e. in Ukraine respectively Belarus and Latvia. This study suggests that an integrated river basin assessment followed by an integrated water resources management (IWRM) are required to solve these problems. Here, we focus on the question how international cooperation at river basin scale can be fostered concerning environmental and socio-economic data availability in the water sector. Further challenges for IWRM implementation in the case study catchments include pollution mitigation, harmonization of legal frameworks, improved monitoring and data exchange, capacity development, and system modeling. The latter is particularly important for assessing the impact of changing boundary conditions, i.e. climate, land-use, and demographic changes.

## 1 Introduction

Transboundary rivers act as natural connections between neighboring countries. Whenever there are challenges related to water secu-

urity, water quality or aquatic ecology, their solution requires international cooperation that may go beyond established partnerships. In this study, we look at Ukraine, Russia, and the Euro-

pean Union (EU) which share several river basins that cross at least one international border, with all riparian countries relying on these shared water resources in one way or another.

The trilateral project ManTra-Rivers focuses on three rivers located in this region: The Western Bug (shared by Ukraine, Belarus, and Poland), the Desna (shared by Russia and Ukraine), and the Western Dvina (shared by Russia, Belarus, and Latvia in addition to small sections in Lithuania and Estonia). In all three cases, there are water quality and availability issues that require international attention. A comprehensive, reliable knowledge base and consistent data collection are indispensable prerequisites for sustainable and fair management which considers the interests of as many stakeholders as possible. However, differences between national regulations, e.g. with respect to monitoring or water quality standards, and lack of data can be serious hindrances for consistent system analysis (Karthe et al. 2015, 2017; Ertel et al. 2012). Furthermore, actual implementation of meaningful measures, e.g. for water conservation, may fail because of institutional or political constraints (Houdret et al. 2013). Beyond these factors, changing boundary conditions, i.e. climate, land use or demographic changes, must be taken into consideration as they can have significant impacts on river systems.

Ideally, transnational system analysis and water management should be founded on scientific facts to prevent political considerations and

emotions from affecting decision making processes. A noteworthy approach for achieving this goal is Integrated Water Resources Management (IWRM). It is defined as a “process which promotes the coordinated development and management of water, land and related resources in order to maximize the resultant economic and social welfare in an equitable manner without compromising the sustainability of vital (aquatic) ecosystems” (GWP-TAC 2000:3). Notably, IWRM promotes river basins – regardless of national borders – as the relevant management units (Dombrowsky et al. 2014). In the EU, the EU Water Framework Directive (EU-WFD) acts as a comprehensive guideline for all member states for implementation of water resources monitoring and management at river basin scale. However, as rivers enter or leave the European Union, legal requirements may change to divergent frameworks that may differ, for example, concerning specific limit values. In such cases, IWRM can serve as a systematic but also somewhat flexible framework for all riparian countries.

The ManTra-Rivers project aims at strengthening cooperation beyond national borders, that is based on an integrated problem analysis at river basin scale. The rationale behind this approach is that a science-based, unbiased and uniform assessment can help to improve the dialogue between relevant stakeholders whose interests may differ due to socioeconomic, political or legal considerations.

## 2 Case Study: Western Bug

**Tab. 1: Characteristics of the Western Bug River Basin**

Catchment Size (km <sup>2</sup> )	37,757
River Length (km)	772
Countries in the Catchment	Ukraine (27.4%), Belarus (23.4%), Poland (49.2%)
Population	3,226,000
Topography	primarily flat, hills in the upper reaches
Prevailing Ecoregions (% area)	Central European mixed forests (100%)
Climate	temperate, moderately continental
Annual mean temperature	7.0-7.6°C
Annual mean precipitation	650-700mm
Runoff peak	spring (snowmelt)
Predominant soils	sod-podzolic soils (luvisols, podzoluvisols, podzols)

Source: Chalov et al. 2017; EEA 2003; Herenchuk 1972, 1975; Lipinskyy et al. 2003; Pavlik et al. 2014; ICWS 2001; Nachtergaele et al. 2009.

Originating in Ukraine, the Western Bug River becomes a border river with Poland and later Belarus before it drains into the Polish Zegrze Reservoir of the Narew River, a tributary of the Vistula. Both population and the intensity of economic activity are distributed irregularly among the riparian countries: 47.4% of the population resides in the Ukrainian sector, 16.3% in Belarus, and 36.3% in Poland. The largest city is Lviv in Ukraine with 0.76 million inhabitants (Mioduszewski et al. 2012), followed by Brest, Belarus, with a population of 0.34 million. The predominantly rural Polish sector has the lowest population density (Skurbiłowicz 2014). In addition to larger urban settlements, there is significant economic activity in both the Ukrainian and Belorussian sectors, such as large industrial sites, coal mines, and intensive agriculture.



Fig. 1: Abandoned Wastewater Treatment Plant in Hlyniany, Ukraine

Source: Author's photograph (Björn Helm).

Water pollution in the Western Bug originates predominantly from Ukraine and Belarus (Helm et al. 2012), and significant amounts of organic substances and nitrates enter Poland (Michalczyk et al. 2002). Agriculture (which is responsible for about half of the nitrogen and phosphorus loads), insufficient waste water treatment (fig. 1), industry, and coal mining are the most significant pollutant sources (Mioduszewski et al. 2012, Hagemann et al. 2014, Ertel et al. 2012), although the actual distribution of individual sources is a contested issue (Helm et al. 2012).

As an EU member state, Poland needs to comply with the EU-WFD. Belarus and Ukraine, on the other hand, have their own national legisla-

tions. In Ukraine, two different water assessment guidelines are applied based on water use and location. In urban regions, the sanitary rules and norms SanPiN (transliteration: Sanitarni Pravyla i Normy) apply, whereas rural parts of the river basin are subject to the OBRV (transliteration: Orientyrovno Bezpechni Rivni Vplyvu) norm which regulates pollution levels in water bodies with fish industry. The latter is generally stricter, albeit still not as strict as EU-wide standards. However, due to the 2014 Association Agreement between the EU and Ukraine, the OBRV norm is currently being modified to approximate EU standards (Yatsuik et al. 2017).

In the future, climate change is projected to cause higher temperatures throughout the year, especially in the winter months. A shift in precipitation patterns with increases during winter and significant decreases during summer is expected to intensify low-flow events in the summer months by 2071-2100 (Pavlik et al. 2014). One likely impact of low flow and increasing temperatures is a reduction of the Western Bug's capacity to dilute contaminants, thus leading to higher pollutant concentrations (Fischer et al. 2014).

### 3 Case Study: Desna

**Tab. 2: Characteristics of the Desna River Basin**

Catchment Size (km <sup>2</sup> )	89,003
River Length (km)	1,130
Countries in the Catchment	Russia (62%), Ukraine (38%)
Population	2,499,600
Topography	mostly lowland with muddy flats and swampy valleys
Prevailing Ecoregions (% area)	East European forest steppe (52%) Central European mixed forests (37%) Sarmatic mixed forests (11%)
Climate	moderately continental
Annual mean temperature	6.3°C (upper basin), 7.0°C (lower basin)
Annual mean precipitation	650-700mm
Runoff peak	spring (snowmelt)
Predominant soils	Podzolic

Source: Chalov et al. 2017; EEA 2003; Rudenko 2007; Marynich et al. 1985; Marynich and Shishchenk 2005.

The Desna River flows from Russia into Ukraine mostly through lowland regions with muddy flats and swampy valleys (Marynich et al. 1985). It is the longest tributary of the Dnieper River, Ukraine's largest river and a major drinking water source (Khrystyuk et al. 2017; Luzovitska et al. 2017). The Ukrainian capital Kiev is located 16 km south of the Desna River's confluence into the Dnieper. Roughly 1.53 million people (61.6%) live in the Russian part of the catchment, 0.96 million (38.4%) in Ukraine (Rudenko 2007). The river has been regulated to varying degrees in both parts of the catchment. For example, two Russian nuclear power plants have cooling ponds and off-stream water storages on the banks of the river, while there are dozens of reservoirs in the Ukrainian part (Vishnevsky 2011).

The most important challenges for water management in the Desna River basin are related to water quality, data availability, flooding, and climate change (Chalov et al. 2017; Gorbachova and Kolianchuk 2012; Yatsiuk et al. 2017). As in the Western Bug River basin, agricultural input and sewage water affect water quality negatively at various locations in the catchment, especially downstream. Organic substances and pesticides, which are not fully degraded and thus accumulate in the basin, are the main pollutants. Sewage waters are a primary source of mineral forms of phosphorus. While de-in-

tensification of agricultural activity and a decreasing population have been contributing to decreasing nutrient concentrations over the last 25 years, pollution levels are still serious under low-flow conditions (Arkhipchuk and Malinovskaya 2002).

Hydrochemical monitoring is limited to only four observations a year and fails to capture several priority substances. Data availability suffered particularly after the end of the Soviet Union, as data exchange between Russia and Ukraine came to a standstill (Chalov et al. 2017). Beyond a better understanding of water quality problems, improved monitoring and transboundary exchange could also help to mitigate flood impacts in the future (Gorbachova and Kolianchuk 2012). A post-Soviet challenge for bilateral cooperation in the basin is posed by different legal frameworks for water management, with Ukraine's legislation being in the process of a major overhaul for approximation with EU standards (Yatsiuk et al. 2017).

Similarly to the Western Bug, climate change in the Desna River basin is projected to cause increased temperatures throughout the year, decreased precipitation during summer and increased precipitation in the winter months. Changing climatic conditions and human impacts are also expected to cause increased bank erosion (Chalov et al. 2017).

## 4 Case Study: Western Dvina

**Tab. 3: Characteristics of the Western Dvina River Basin**

Catchment Size (km <sup>2</sup> )	85,964
River Length (km)	1,020
Countries in the Catchment	Russia (32%), Belarus (38.6%), EU (29.4%: primarily Latvia; small parts of Estonia and Lithuania)
Population	2,173,017
Topography	mainly flat, wavy plain
Prevailing Ecoregions (% area)	Sarmatic mixed forests (96%) Scandinavian and Russian taiga (4%)
Climate	temperate, moderately continental
Mean temperature	January: -6°C to -10°C July: 17°C to 19°C
Annual mean precipitation	650mm
Runoff peak	spring (snowmelt)
Predominant soils	podzoluvisols, histosols, podzols (Russia and Belarus); luvisols, histosols, podzols (EU)

Source: Chalov et al. 2017; EEA 2003; Nilsson 2006; ICWS 2001; Nachtergaele et al. 2009.

The Western Dvina has its source in Russia. It flows first into Belarus and then enters Latvia where it discharges into the Gulf of Riga. Comparable to the other case study rivers, the river flows through a mainly flat to slightly wavy landscape. The Latvian and Belorussian sectors feature the highest degree of urbanization in the catchment, with large cities such as the Latvian capital Riga (641,007 inh.) and Vitebsk (376,226 inh.) in Belarus (AQUASTAT n.d.). Consequently, economic activity and river regulation is rather low in the Russian part of the basin and high in Belarus and Latvia.

Due to considerable land use differences between the riparian countries, the most serious environmental issues are found in the downstream sections. Pollution hotspots are typically found around urban settlements, particularly Vitebsk and Polotsk in Belarus. Moreover, elevated levels of chlorides, ammonia nitrogen and phosphorus were found in regions with significant oil and energy industry (Yushchenko et al. 2015). While agricultural decline in Latvia and Russia and improved water treatment plants in Latvia reduced stress on the ecosystem to a certain degree (Tilis and Miris 2001), annual mean concentrations of some

nutrients, such as ammonia nitrogen, still exceed environmental standards on occasion (Chalov et al. 2017).

Lack of data due to insufficient monitoring is an important issue in the catchment. A model chain that considers meteorology, land use, hydrology, matter transport, erosion, and hydrobiology, can help further understanding of, e.g., changes related to anthropogenic or natural conditions. Since May 2017, a pilot study in the Velesa River, a tributary of the Western Dvina, works towards this goal. There, a monitoring station provides information on nutrient loads, sediment transport, and runoff formation. Since the end of the Soviet Union, monitoring and data exchange was further hindered by institutional fragmentation. Currently, there are three different legal frameworks that govern the catchment: While Latvia, Estonia, and Lithuania all follow the EU-WFD, both Belarus and Russia have their own national water codes and guidelines (ICWS 2001).

Comparing the period 1966-2000 with 1877-1965, maximal discharge for various parts of the river declined. This trend, which is expected to continue due to climate change, needs to be considered for future management measures, e.g. planned dam construction in Belarus and Latvia (Volchek 2008).



## 7 5 Conclusion

The end of the Soviet Union in 1991 triggered a geopolitical reorganization of Eastern Europe, leading to the formation of newly independent states and shifting borderlines. As a result, numerous river basins are now shared by a greater number of countries than before, including the Western Bug, the Desna, and the

Western Dvina. Socioeconomic transformations – e.g. processes of decline and subsequent revitalization of industries and agriculture following privatization and reorganization – and changing boundary conditions – e.g. alterations in water quality and availability due to climate change, urbanization, and decay of wastewater treatment systems – have had significant impacts on the region's water usage.

**Tab. 4: Selected Challenges for Water Management in the Transboundary Catchments**

	Western Bug	Desna	Western Dvina
<b>Water Quality Issues</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pollution from settlements, industrial areas, and agriculture</li> <li>• Insufficient wastewater treatment infrastructure</li> <li>• Pollution from coalmines</li> <li>• Removal of illegal landfills/pesticide storages</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Limited knowledge about other pollution sources</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Limited knowledge about other pollution sources</li> </ul>
<b>Legal Frameworks for Water Management</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Poland: EU-WFD</li> <li>• Ukraine: national water legislation, approximation with EU guidelines in progress</li> <li>• Belarus: national water legislation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Russia: national water legislation</li> <li>• Ukraine: national water legislation, approximation with EU guidelines in progress</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Russia: national water legislation</li> <li>• Belarus: national water legislation</li> <li>• Latvia, Estonia, Lithuania: EU-WFD</li> </ul>
<b>Monitoring</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Differences between systems, e.g. no guaranteed compliance with EU practices</li> <li>• Deficits in monitoring of biological and hydro-morphological components, and of toxic substances</li> <li>• Limited monitoring of discharged waste waters (composition, toxicity)</li> </ul>		
<b>Climate change impacts</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rising temperatures and altered precipitation throughout the year</li> <li>• Changes in high and low flow with impacts on water quality and availability</li> </ul>		

Source: Mioduszewski et al. 2012; Hagemann et al. 2014; Ertel et al. 2012; Michalczyk et al. 2002; Pavlik et al. 2014; Yatsiuk et al. 2017; Fischer et al. 2014; Gorbachova and Kolianchuk 2012; Arkhipchuk and Malinovskaya 2002; Yushchenko et al. 2015.

Today, all three river basins suffer from several kinds of pressures (see tab. 4), including pollution from agriculture and settlements. While these problems are more urgent in some sections than in others, sustainable solutions largely depend on international cooperation on a river basin scale – especially for downstream countries like Poland where pollutant loads enter the country from abroad. Differences between legal frameworks for water management, on the one hand, and deficits in data gathering, availability, and compatibility, on the other hand, exacerbate these issues as they constrain transboundary cooperation. Multi-level and maybe even joint (transboundary) capacity development for water experts and the general public (e.g. Leidel et al. 2012) could greatly facilitate such a cooperation process.

While some issues are relevant in all basins, other problems require special attention in specific basins, such as system modeling. For example, hydrological models exist for a section of the Western Bug (Kalbacher et al. 2012), whereas similar models for the Desna and Western Dvina catchments remain key desiderata. Ideally, comprehensive model chains should allow for simulation of water and matter flows and their ecologic impacts in each basin under changing boundary conditions in the past and the future.

## 8 Acknowledgements

The authors thank the Volkswagen Foundation for the funding of the project “Management of Transboundary Rivers between Ukraine, Russia and the EU – Identification of Science-Based

Goals and Fostering Trilateral Dialogue and Co-operation (ManTra-Rivers)” (Grant No: Az.: 90 426). Daniel Karthe thanks the German Academic Exchange Service (DAAD) for the funding of his position.

## 9 References

- AQUASTAT - FAO's Information System on Water and Agriculture (n.d.): Countries, regions, transboundary river basins. [http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries\\_regions/index.stm](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/index.stm) (20/07/2017).
- Arkhipchuk V. V., Malinovskaya M. V. (2002): Quality of Water Types in Ukraine Evaluated by WaterTox Bioassays. *Environmental Toxicology* 17(3), 250-257. DOI: 10.1002/tox.10044.
- Chalov S., Pluntke T., Nabyvanets Y., Kruhlov I., Helm B., Krengel F., Osadcha N., Habel M., Osadchyi V., Reeh T., Karthe D., Bernhofer C. (2017): Report on WP A – Assessment of the status quo in the three investigated basins. Interim Report of the Volkswagenstiftung project “Management of Transboundary Rivers between Ukraine, Russia and the EU – Identification of Science-Based Goals and Fostering of Trilateral Dialogue and Cooperation”. <https://tu-dresden.de/bu/umwelt/hydro/ihtm/meteorologie/forschung/forschungsprojekte/projekt-mantra-rivers> (30/11/2017).
- Dombrowsky I., Hagemann N., Houdret A. (2014): The river basin as a new scale for water governance in transition countries? A comparative study of Mongolia and Ukraine. *Environmental Earth Sciences* 72(12), 4705-4726. DOI: 10.1007/s12665-014-3308-4.
- EEA (European Environmental Agency) (2003): Digital map of European ecological regions. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/digital-map-of-european-ecological-regions> (08/06/2017).
- Ertel A. M., Lupo A., Scheifhacken N., Bodnarchuk T., Manturova O., Berendonk T.U., Petzoldt T. (2012): Heavy load and high potential: anthropogenic pressures and their impacts on the water quality along a lowland river (Western Bug, Ukraine). *Environmental Earth Sciences* 65(5), 1459-1473. DOI: 10.1007/s12665-011-1289-0.
- Fischer S., Pluntke T., Pavlik D., Bernhofer C. (2014): Hydrologic effects of climate change in a sub-basin of the Western Bug River, Western Ukraine. – *Environmental Earth Sciences* 72(12), 4727-4744. DOI: 10.1007/s12665-014-3256-z.
- Global Water Partnership Technical Advisory Committee (GWP-TAC) (2000): Integrated Water Resources Management. Stockholm, Sweden.
- Gorbachova L., Kolianchuk O. (2012): Features of Formation and Hydrometeorological Characteristics of Prominent Spring Floods in the Desna River's Basin. – BALWOIS 2012, International Conference on water, climate and environment, 28 May – 2 June. Ohrid, Republic of Macedonia.
- Hagemann, N., Blumensaat F., Tavares Wahren F., Trümper J., Burmeister C., Moynihan R., Scheifhacken N. (2014): The long road to improving the water quality of the Western Bug River (Ukraine) – A multi-scale analysis. *Journal of Hydrology* 519, 2436-2447. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.01.013.
- Helm B., Terekhanova T., Tränckner J., Venohr M., Krebs P. (2012): Attributiveness of a mass flow analysis model for integrated water resources assessment under data-scarce conditions. *Water Science & Technology* 67(2), 261-270.
- Herenchuk, K. (1972): Nature of Lviv Oblast. Publisher of Lviv University. Lviv.
- Herenchuk, K. (1975): Nature of the Volyn region. Higher school. Lviv.
- Houdret, A., Dombrowsky I., Horlemann L. (2013): The institutionalization of river basin management as politics of scale - insights from Mongolia. *Journal of Hydrology* 519(C), 2392-2404. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.11.037.
- International Centre of Water Studies (ICWS) (2001): Assessment Practices and Environmental Status 10 Transboundary Rivers in Europe. International Water Assessment Centre under the UNECE Convention on Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes, Helsinki.
- Kalbacher T., Delfs J. O., Shao H., Wang W., Walther M., Samaniego L., Schneider C., Kumar

- R., Musolff A., Centler F., Sun F., Hildebrandt A., Liedl R., Borchardt D., Krebs P., Kolditz O. (2012): The IWAS-ToolBox: software coupling for an integrated water resources management. – *Environmental Earth Sciences* 65(5), 1367-1380. DOI: 10.1007/s12665-011-1270-y.
- Karthe D., Hofmann J., Ibisch R., Heldt S., Westphal K., Menzel L., Avlyush S., Malsy M. (2015): Science-Based IWRM Implementation in a Data-Scarce Central Asian Region: Experiences from a Research and Development Project in the Kharaa River Basin, Mongolia. *Water* 7(7), 3486-3514. DOI: 10.3390/w7073486.
- Karthe D., Chalov S., Moreydo V., Pashkina M., Romanchenko A., Batbayar G., Kalugin A., Westphal K., Malsy M., Flörke M. (2017): Assessment and Prediction of Runoff, Water and Sediment Quality in the Selenga River Basin aided by a Web-Based Geoservice. *Water Resources*. DOI: 10.1134/S0097807817030113.
- Khrystyuk, B., Gorbachova L., Koshkina O. (2017): The impact of climatic conditions of spring flood formation on hydrograph shape of the Desna River. *Meteorology Hydrology and Water Management. Research and Operational Applications* 5(1), 63-70.
- Leidel, M., Niemann S., Hagemann N. (2012): Capacity development as a key factor for integrated water resources management (IWRM): improving water management in the Western Bug River Basin, Ukraine. *Environmental Earth Sciences* 65(5), 1415-1426. DOI: 10.1007/s12665-011-1223-5
- Lipinskyy V. M., Dyachuk V. A., Babichenko V. M. (eds.) (2003): *Climate of Ukraine*. Kiev: Raevsky publishing.
- Luzovitska, Y., Osadcha N. M., Aremenko V. A. (2017): Analysis of factors of nutrient composition formation in water of the Desna River by total and difference mass residual curves. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology* 1(44), 85-94 (in Ukrainian).
- Marynich A. M., Pashchenko V. M., Shishchenko P. G. (1985): *The nature of the Ukrainian SSR. Landscapes and physico-geographical zoning*. Kiev: Naukova Dumka (in Russian).
- Marynich A. M., Shishchenko P. G. (2005): *Physical-geography of Ukraine*. Kiev: Znannya (in Russian)
- Michalczyk, Z., Kovalchuk I., Makarewicz A., Piszcz J., Turczanski M. (2002): Hydrological characteristic of the Bug river basin and the water quality. In: Dombrowski A., Glowacki Z., Kovalchuk I., Nikiforov M., Michalczyk Z., Sz wajgier W., Wojciechowksi K. H. (eds.): *Bug River Valley as the Ecological Corridor. State – Threats – Protection*. Warsaw, Poland: IUCN, 23-40.
- Mioduszewski, W., Przychodzka M., Goś L., Bar-szczewski J., Wróbel B. (2012): *Water Management in a River Valley in the Light of Flood Impact on Water Quality. The case study of Bug River, Poland*. Raszyn, Poland: Institute of Technology and Life Sciences.
- Nachtergaele, F., van Velthuisen, H., Verelst L. (eds.) (2009): *Harmonized World Soil Database - Version 1.1*. <http://www.fao.org/docrep/018/aq361e/aq361e.pdf> (13/11/2017).
- Nilsson, S. (2006): *International river basins in the Baltic Sea Region. Report of the BSR INTERREG III B Programme*. <http://www.baltex-research.eu/material/downloads/riverbasins.pdf> (15/04/2017).
- Pavlik D., Söhl D., Pluntke T., Bernhofer C. (2014): Climate change in the Western Bug river basin and the impact on future hydro-climatic conditions. – *Environmental Earth Sciences* 72(12), 4787-4800, – doi:10.1007/s12665-014-3068-1.
- Rudenko L. G. (ed.) (2007): *National Atlas of Ukraine (2007)*. National Academy of Sciences, Institute of Geography, Kiev: SSPP Cartography (in Ukrainian).
- Skurbilowicz E. (2014): Assessment of heavy metals contents in bottom sediments of Bug River. *Journal of Ecological Engineering*, 15(3), 82-89. DOI: 10.12911/22998993.1109129.
- Tilis J., Miris, K. (2001) *Water-Quality changes in Latvia and Riga 1980-2000: Possibilities and Problems*. *Ambio* 30(4-5), 306-314.
- Vishnevsky V. I., Stashuk V. A., Sakevich A.M. (2011): *The water management complex in the Dnipro basin*. Kyiv-Interpress LTD (in Ukrainian).

- Volchek A. (2008): Fluctuations in the maximum flow of spring flood water in the rivers of Belarus. *Izvestiya RAS. Ser. Geogr.* 2, 93-104.
- Yatsiuk M., Nabyvanets Y., Osadcha N. (2017): Adaptation of Water Resource Assessment in Ukraine to European Legislation. *Meteorology, Hydrology and Water Management (Poland)* 5(1), 34-45.
- Yushchenko, V., Galuzo A., Kupriyanchik T. (2015): Analysis of the operation of facilities for removal of phosphorus compounds from wastewater at the treatment plant of Vitebsk. *Bulletin of the Polotsk State University. Series B Industry. Applied Science.* 3, 115-119 (in Russian).



# Stoffflussanalyse in drei Einzugsgebieten des Elbsandsteingebirges und des Lausitzer Berglandes

Georg-August-Universität Göttingen, Geographisches Institut

*Steffen Möller, Tobias Reeh*

Im Elbsandsteingebirge und der benachbarten Region des Lausitzer Berglandes wurden drei heterogen strukturierte Kleineinzugsgebiete durch Längsprofilmessungen der elektrischen Leitfähigkeit und Beprobung untersucht. Das Ziel der Untersuchung bestand darin, gemeinsame Muster im Längsprofil zu erkennen und den Eigenschaften von Zuflüssen zuzuordnen.

## 1 Einleitung

Die elektrische Leitfähigkeit gilt als „Summenparameter für gelöste, dissoziierte Stoffe“ (Hütter 1992:265). Sie korreliert vor allem mit den so genannten Haupt-Ionen, den in größerer Konzentration vorkommenden Ionen (Allan 1995). Im Rahmen von Längsprofilmessungen kann sie Hinweise darauf geben, an welchen Stellen höher oder geringer konzentrierte Zuflüsse in Gewässer münden. Hierdurch können vor allem diffuse Quellen dedektiert werden, die nicht als offensichtlicher Zufluss in das Gewässer gelangen. Vor allem Grundwasser, das aus dem Ufer oder der Sohle austreten kann, erreicht das Gewässer auf diffussem Wege. Neben den aus dem geologischen Untergrund gelösten Stoffen kann es auch über das Sickerwasser eingetragene Nährstoffe aus der Landwirtschaft enthalten. In der vorliegenden Untersuchung wurden drei kleine Einzugsgebiete mit heterogener Ausstattung bezüglich Geologie und Landnutzung untersucht. In den Längsprofilen der Fließgewässer sollte die Reaktion auf die Zuflüsse gemessen und verglichen werden.

## 2 Forschungsstand und Fragestellung

Forschungen zu Längsprofilen in kleinen, heterogenen Einzugsgebieten wurden unter anderem von Krein (1996) sowie Möller & Symader (2001) und Möller (2002) durchgeführt. Hierbei konnte festgestellt werden, dass die größten Stoffeinträge durch punktuelle Quellen (Nebenflüsse, Drainage- und Abwasserrohre, Quellzuflüsse) hervorgerufen wurden, jedoch gerade bei geringem sommerlichen Abfluss diffuse Quellen mit hoher Konzentration einen signifikanten Einfluss auf die Entwicklung des gewässerchemischen Längsprofils haben

(Möller 2002). Auch hier ließ sich bereits beobachten, dass das Zusammenspiel von Abfluss und Stoffkonzentration einer Quelle die Entwicklung des hydrochemischen Längsprofils im Gewässer steuert.

Die drei Einzugsgebiete der vorliegenden Untersuchung unterscheiden sich in geogener Ausstattung und in ihrer Landnutzung. Die Fragestellung lautete: Welche gemeinsamen Muster in der Längsprofilentwicklung können gefunden und mit Hilfe der geogenen und anthropogenen Stoffquellen erklärt werden?

## 3 Untersuchungsgebiete und Methoden

Die drei Einzugsgebiete befinden sich im Südosten Sachsens im Landschaftsschutzgebiet Sächsische Schweiz. Geologisch befindet sich hier der Grenzraum zwischen dem mesozoisch entstandenen Elbsandsteingebirge und dem paläozoischen Grundgebirge des Lausitzer Berglandes.

Der Mühlgrundbach (5,8 km Lauflänge, 6,97 km<sup>2</sup> oberirdische Einzugsgebietsfläche) südlich von Reinhardsdorf-Schöna wird von kreidezeitlichen Sandsteinschichten unterlagert. In seinem Einzugsgebiet befinden sich jedoch die Basaltgänge der Zschirnsteine. Im Mittellauf erreicht der Mühlgrundbach den Siedlungsbereich von Schöna. Hinter der Ortschaft befindet sich eine Kläranlage. Anschließend fließt der Bach durch den tief eingeschnittenen Hirschgrund in die Elbe.

Der Knechtsbach (3,1 km, 4,09 km<sup>2</sup>) liegt zwischen den Ortschaften Lichtenhain und Ottendorf und wird von Biotit-Granodioriten unterlagert. Der größte Teil des Einzugsgebietes wird forstwirtschaftlich genutzt. Ackerbau wird lediglich in den Höhenlagen um die Wasserscheide betrieben. Im

Einzugsgebiet selber befindet sich keine Siedlung, lediglich kleine Gehöfte mit Fischteichen sind am Oberlauf zu finden.

Der Kohlichtgraben (3,7 km, 4,43 km<sup>2</sup>) befindet sich zwischen den Ortschaften Goßdorf und Kohlmühle. Er wird im Oberlauf von Biotit-Granodioriten und Anatexiten unterlagert, fließt im Mittellauf entlang der Lausitzer Verwerfung zwischen den Granodioriten und Sandsteinen, sein Unterlauf befindet sich komplett im Sandsteingebiet. Im Oberlauf befindet sich die Siedlung Goßdorf, deren Schwimmbad unter anderem vom Goßdorfer Bach, dem wichtigsten Nebenfluss des Kohlichtgrabens, gespeist wird. An seinem Unterlauf durchfließt der Kohlichtgraben die Siedlung Kohlmühle kurz vor seiner Mündung in die Sebnitz.

Im Rahmen einer Messkampagne im Oktober 2015 wurde an allen drei Fließgewässern an drei aufeinander folgenden Tagen unter Trockenwetterbedingungen die elektrische Leitfähigkeit mit einem Konduktometer der Firma WTW (Cond 340i) gemessen. Die zeitgleich entnommenen Wasserproben wurden in der darauf folgenden Woche im physiogeographischen Labor der Georg-August-Universität in Göttingen mit Hilfe von Ionenchromatographie, ICP-Massenspektroskopie und eines TOC-Analyzers untersucht.

#### 4 Ergebnisse

Im Längsprofil des Mühlgrundbaches ist der Einfluss von Grundwasserzuflüssen aus den mineralreichen Basaltgängen der Zschirnsteine (Abb. 1, Ziffer 1), diffuse Nährstoffeinträge im Siedlungsgebiet (Ziffer 3) sowie der punktuelle Nährstoffeintrag durch eine kommunale Kläranlage zu erkennen (Ziffer 4). Am Oberlauf nimmt die elektrische Leitfähigkeit durch die Quelleinträge aus dem Basalt leicht zu (Abb. 2), wird aber im mittleren Bachlauf durch Zuflüsse aus dem Sandstein verdünnt (Abb. 1, Ziffer 2) und nimmt leicht ab. Im Bereich der Ortschaft Schöna führt der Nährstoffeintrag zu einem moderaten Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit, während der Kläranlagenzulauf eine deutliche Erhöhung um mehr als 25% darstellt.

Das Längsprofil des Knechtsbaches zeigt im gesamten Verlauf einen moderaten Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit (Abb. 4). Insbesondere Zuflüsse, an deren Oberläufen sich ehemalige Fischteiche befinden, fungieren als Nitratquellen und sorgen für Sprünge im Längsprofil (Abb. 3, Ziffer 1

und 2). Geogene Einträge bleiben im Bachverlauf dagegen weitestgehend konstant.

Der Kohlichtgraben zeigt in seinem Längsprofil deutlich das Zusammenspiel unterschiedlicher Zuflüsse (Abb. 6). Die Zuflüsse aus dem Biotit-Granodiorit (Abb. 5, Ziffer 1) erhöhen die elektrische Leitfähigkeit des Baches am stärksten. Durch Zuflüsse aus dem durch Anatexite geprägten Gebiet findet ebenfalls eine Erhöhung der Leitfähigkeit statt. Dagegen führen Zuflüsse aus dem Sandstein zu einer Verringerung der Leitfähigkeit des Bachwassers (Ziffer 2). Zusätzlich werden am Oberlauf des Kohlichtgrabens Nährstoffe aus landwirtschaftlichen Nutzflächen eingetragen. Der Goßdorfer Bach, dessen Einzugsgebiet sowohl durch einen großen Anteil Siedlungsfläche als auch landwirtschaftliche Nutzflächen geprägt ist, führt zu einem moderaten Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit, der hauptsächlich auf Ca<sup>2+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> sowie Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen zurückzuführen ist (Ziffer 3).

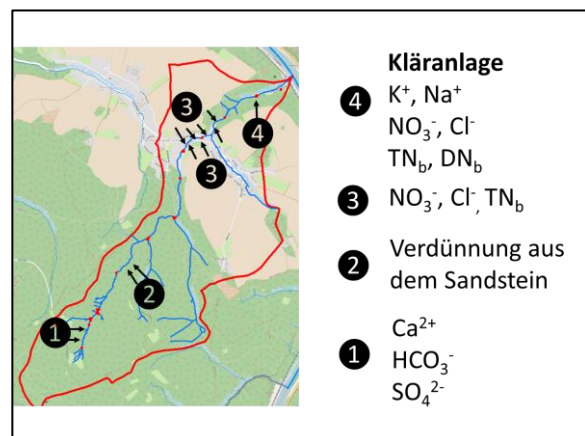


Abb. 8: Stoffeinträge in den Mühlgrundbach.



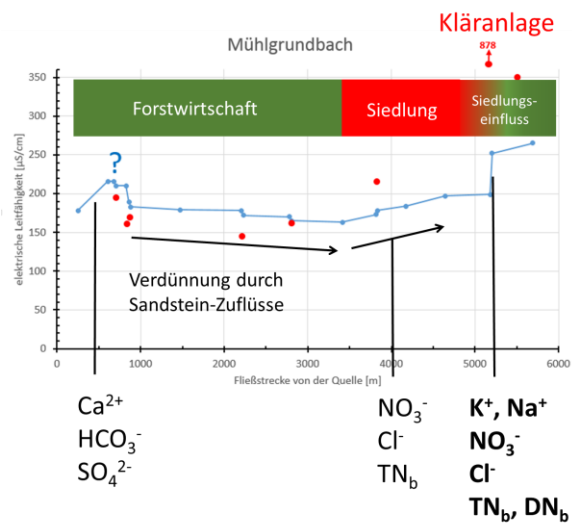


Abb. 2: Längsprofil des Mühlgrundbaches.

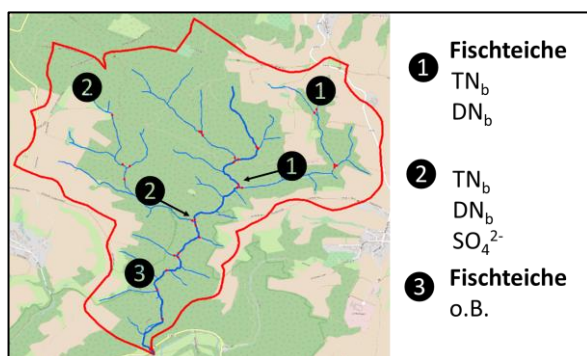


Abb. 3: Stoffeinträge in den Knechtsbach.

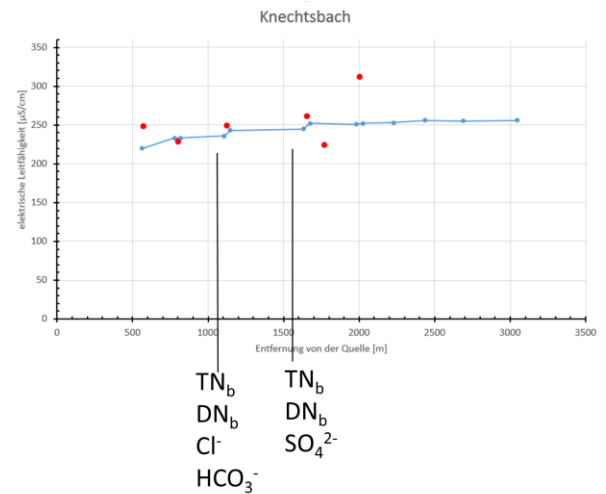


Abb. 4: Längsprofil des Knechtsbaches.

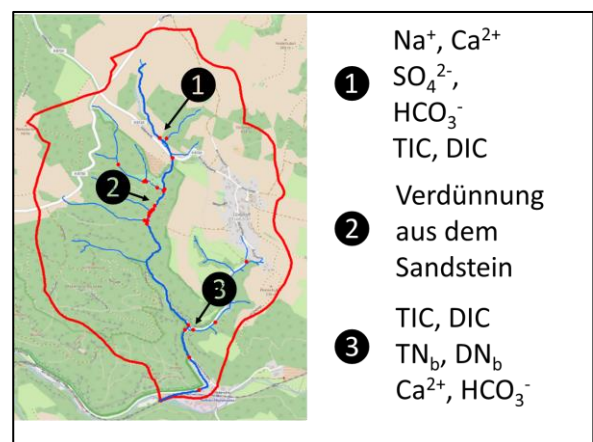


Abb. 5: Stoffeinträge in den Kohlichtgraben.

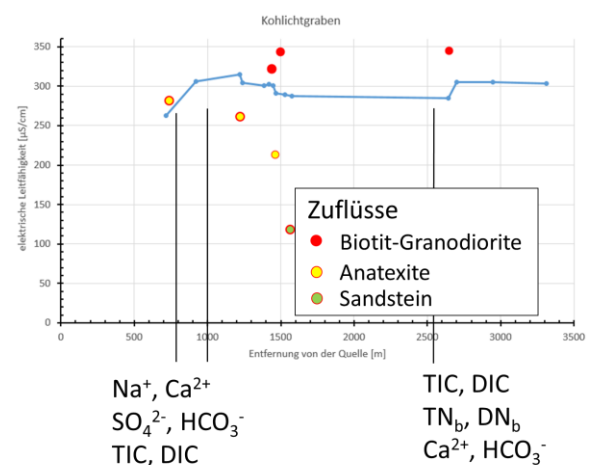


Abb. 6: Längsprofil des Kohlichtgrabens.

## 5 Schlussfolgerungen

Alle drei Bäche weisen unterschiedliche räumliche Muster im Längsprofil auf. Dennoch sind Gemeinsamkeiten zu finden: die Grundwasserzuflüsse aus dem Sandstein führen in den Einzugsgebieten von Mühlgrundbach und Kohlichtgraben zu einer Verringerung der elektrischen Leitfähigkeit. Zuflüsse aus dem Granodiorit am Kohlichtgraben und Knechtsbach sowie aus dem Basalt im Einzugsgebiet des Mühlgrundbaches rufen einen Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit im Längsprofil hervor. Die Änderungen in der elektrischen Leitfähigkeit können sowohl auf punktuelle Quellen, wie Zuflüsse, als auch auf diffuse Quellen zurückgeführt werden.

Trotz des häufig geringeren Abflusses führen auch die diffusen Quellen zu einer messbaren Erhöhung oder Verringerung der elektrischen Leitfähigkeit.

Auch diffuse Nährstoffeinträge aus der Landnutzung ließen sich nachweisen, beispielsweise gewässernah im Siedlungsbereich des Mühlgrundbach-Einzugsgebietes. Ein Eintrag von Nährstoffen aus der Landwirtschaft über das Grundwasser ließ sich nicht zweifelsfrei belegen. Die Stickstoffeinträge am Knechtsbach konnten in ihrer Herkunft auf die Fischteiche am Oberlauf der Zuflüsse zurückgeführt werden.

## Literaturverzeichnis

- Allan J. D. (1995): Stream Ecology - structure and function of running waters. Oxford, London: Chapman & Hall.
- Hütter L. (1992): Wasser und Wasseruntersuchung. 5. Aufl. Frankfurt: Verlag Sauerländer.
- Krein A. (1996): Räumliche Maßstäbe in der Hydrologie - Strukturuntersuchungen an Leitfähigkeitslängsprofilen der Ruwer sowie ausgewählter Nebengewässer. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Universität Trier.
- Möller S. (2002): Räumliche und zeitliche Analyse von Stoffquellen und Abflussprozessen im Einzugsgebiet des Kartelbornsbaches. Dissertation. Berlin: Verlag dissertation.de.
- Möller S., Symader W. (2001): Spatial distribution and temporal behaviour of dry weather flow components in a small drainage basin. In: Leibundgut C., Uhlenbrook S. & McDonnell J. (Hg.): Runoff generation and implications for river basin modelling. Proceedings of the IAHS Workshop 9-12 October 2000. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 13. Freiburg. S. 54-59.

# Wasserstand-Abfluss-Beziehung der Lutter in Göttingen im Vergleich der Jahre 2016 und 2017

*Solveig Nachtigall & Steffen Möller*

Die Lutter ist ein periodisch fließendes Gewässer von ca. 9 km Länge. An einer ausgewählten Messstelle wurden zwischen 2016 und 2017 Abflussmessungen mithilfe zweier Methoden, Flügelmethode und Salzverdünnungsmethode, durchgeführt. Die Messdaten beider Methoden wurden in einer Wasserstand-Abfluss-Beziehung (W-Q-Beziehung) zusammengeführt, statistisch ausgewertet und miteinander verglichen. Dadurch wurde untersucht, ob beide Methoden vergleichbare Ergebnisse liefern und ob sich die Daten beider Jahre zu einer W-Q-Beziehung zusammenfassen lassen. Der Vergleich zeigt erstens, dass die Salzverdünnungsmessung höhere Abflusswerte als die Flügelmethode liefert; zweitens lieferten beide Methoden für 2017 jeweils niedrigere Werte als für 2016, was auf eine Veränderung des Flussbettes zurückzuführen ist, die das Abflussverhalten beeinflusst hat.

## 6 Einleitung

Die Erfassung von Abflüssen und Wasserständen ist Gegenstand der Hydrometrie und bildet die Grundlage zur Ermittlung des oberirdischen Wasserdargebotes (vgl. Elsholz & Berger 2002: 5; Maniak 2010: 56). In Niedersachsen werden seit Anfang des 19. Jahrhundert Pegel zu Zwecken der Schifffahrt und des Hochwasserschutzes betrieben. Zu dieser Zeit wurden bereits erste Abflussmessungen, v.a. an der Weser, mittels hydrometrischen Flügeln und Oberflächenschwimmern vorgenommen (Berger 1998: 6-8). Seit Mitte des 20. Jahrhunderts werden im Rahmen der Pegelmessnetzstrategie umfassendere hydrologische Untersuchungen durchgeführt, die eine systematische Untersuchung des Wasserhaushaltes nach einheitlichen Kriterien zum Ziel haben (Elsholz & Sellheim 2000: 5; Elsholz & Berger 2002: 5-6; LAWA & BMV 1991).

Für die Messung von Abflüssen existieren verschiedene Methoden. Die Flügelmethode ist eine klassische und häufig angewendete Methode (Morgenschweis 2018: 133-134). Dieser wird die Salzverdünnungsmethode gegenübergestellt, einer bewährten Methode insbesondere für kleinere Gewässer im Hochgebirge mit turbulenterem Fließverhalten. Sie kann angewendet werden, wenn die Voraussetzungen für die Flügelmessung (laminares Fließverhalten ohne Turbulenzen, klar definierter Querschnitt und ausreichende Wassertiefe) nicht gegeben sind (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2002: 1; Morgenschweis 2018: 266).

Hier soll die Eignung beider oben genannter Messmethoden untersucht werden, um die im Jahresverlauf schwankenden Abflüsse eines periodisch fließenden Gewässers zu bestimmen.

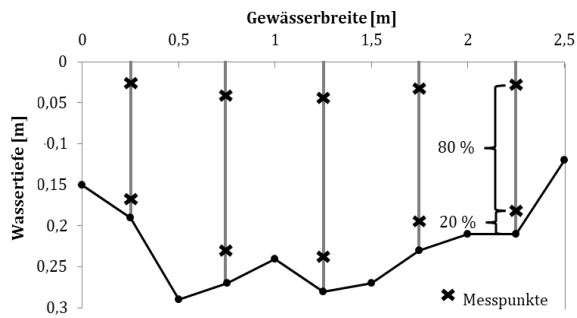
## 7 Methoden

### 7.1 Untersuchungsgebiet

Die Lutter entspringt im Göttinger Wald und mündet im Stadtgebiet in die Leine. Als Messstelle wurde ein begradigter Flussabschnitt mit künstlich befestigten Ufern ausgewählt, in dem die Flügelmessung möglichst wenig durch Querströmungen verfälscht werden sollte (vgl. LAWA & BMV 1991: Kap. 2.2; Maniak 2010: 64). Des Weiteren wurde bezüglich der Salzverdünnungsmethode darauf geachtet, dass die Durchmischungstrecke durchmischungsfördernde Elemente und weder Zu- noch Abflüsse aufweist (vgl. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2002: 14-16; Luder 1994: 3). Für die Erfassung eines Referenz-Wasserstandes wurde an der Messstelle eine Messlatte angebracht.

### 7.2 Flügelmessung

Mithilfe eines hydrometrischen Flügels (OTT Modell C2) wurden an fünf Messlotrechten an jeweils zwei Punkten (20 % und 80 % der Gewässertiefe) die entsprechende Fließgeschwindigkeit gemessen (siehe Abb. 1). Aus den gemittelten Fließgeschwindigkeiten und dem Flussquerschnitt wurde der Abfluss  $Q$  berechnet (vgl. Maniak 2010: 64-65).



**Abb. 1: Skizze der Durchführung der Flügelmethode.** Die senkrechten grauen Linien stellen die Messlotrechten dar; schwarze Kreuze kennzeichnen die Punkte in 20 % und 80 % der Gewässertiefe, an denen jeweils die Fließgeschwindigkeit gemessen wird.

### 7.3 Salzverdünnungsmessung

Als Tracer wurde NaCl verwendet, da es kostengünstig und chemisch hinreichend inert ist (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2002: 5). Der Tracer wurde in Flusswasser gelöst und anschließend als Momentaninjektion in das Gewässer eingespeist. Die elektrische Leitfähigkeit wurde mithilfe einer Leitfähigkeitselektrode (WTW Modell Cond 340i) an der Messstelle in ca. 30 m Entfernung gemessen, in einer zeitlichen Auflösung von 1 s dokumentiert und nach vorheriger Kalibrierung in die entsprechende Salzkonzentration umgerechnet. Der Abfluss  $Q$  wurde durch numerische Integration der Tracerdurchgangskurve berechnet (vgl. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2002: 21-23).

### 7.4 Auswertung

Die ermittelten Abflusswerte wurden in einer W-Q-Beziehung zusammengeführt und miteinander verglichen. Zur statistischen Prüfung der Abweichungen zwischen den beiden angewandten Methoden und den beiden betrachteten Jahren 2016 und 2017 wurde ein T-Test für verbundene Stichproben durchgeführt, sowie die Streuungs- und Lagemaße untersucht.

## 8 Ergebnisse und Diskussion

Abb. 2 zeigt, dass die einzelnen Messreihen voneinander abweichen. Die Flügelmessung liefert stetig niedrigere Werte als die Salzverdünnungsmessung und die 2017 gemessenen Abflüsse beider Methoden liegen unter den Werten für 2016. Da eine Zusammenführung der Daten zu einer gemeinsamen W-Q-Beziehung aufgrund der Abweichungen nicht sinnvoll ist, wurden separate W-Q-Beziehungen aufgestellt. Die jeweiligen Messdaten wurden mithilfe einer Exponentialfunktion gefittet.

### 8.1 Methodenvergleich

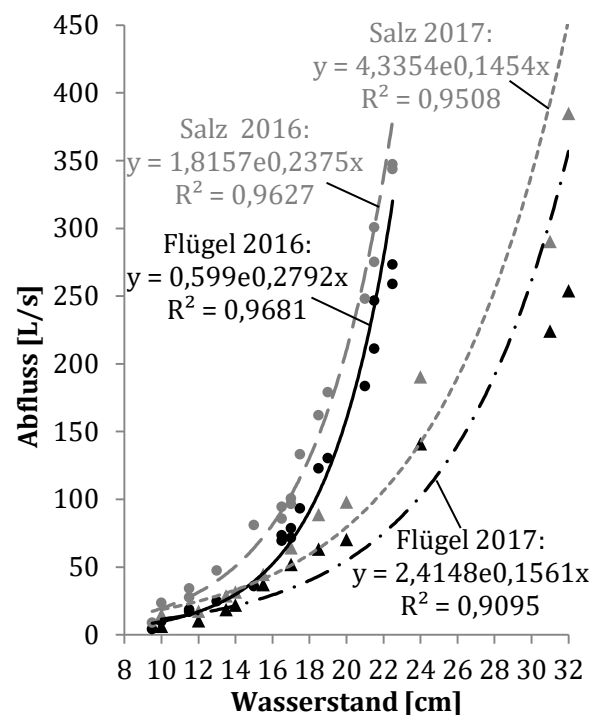
Die prozentuale Abweichung zwischen den Methoden nimmt bei niedrigen Wasserständen, und damit verbundenen geringen Fließgeschwindigkeiten, zu. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass die mit niedrigen Wasserständen verbundenen geringen Fließgeschwindigkeiten, die während der Sommermonate kurz vor dem Trockenfallen der Lutter auftraten, z.T. unter der Erfassungsgrenze des hydrometrischen Flügels lagen. Laut Morgenschweis liefert die Flügelmethode für die Erfassung von Fließgeschwindigkeiten von  $\geq 2$  cm/s zuverlässige Ergebnisse (Morgenschweis 2018: 144). In den Sommermonaten traten in der Lutter z.T. niedrigere Fließgeschwindigkeiten auf, was zu Unsicherheiten bei der Flügelmessung führte.

Auch bei der Salzverdünnungsmethode traten bei niedrigen Wasserständen Messunsicherheiten auf. Aufgrund von durch geringe Fließgeschwindigkeiten entstehenden Stillwasserbereichen wurde der Salztransport im Strom verzögert, was zu langem Tailing führte (vgl. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2002: 15). Da die Problematik der Erfassung stark schwankender Abflüsse und Fließgeschwindigkeiten bei längerfristigen Messreihen in periodisch fließenden Gewässer unvermeidbar ist, wurde trotz der beschriebenen Unsicherheiten an der Methodik festgehalten.

Der Mittelwertvergleich zeigt, dass bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $\alpha = 0,05$  die Abweichungen zwischen Flügelmethode und Salzverdünnungsmethode in beiden betrachteten Jahren signifikant sind. Die Mittelwerte spiegeln die genannten Abweichungen ebenfalls wieder. Spannweite,

Standardabweichung und Standardfehler des Mittelwertes sind bei der Flügelmessung jeweils geringer als bei der Salzverdünnungsmessung (siehe

Tab. 1). Dass die Messwerte der Salzverdünnungsmessung stärker streuen als die der Flügelmessung sagt zwar aus, dass die W-Q-Beziehung mittels Flügelmessung ein sichereres Ergebnis liefert als die der Salzverdünnungsmessung, jedoch beantwortet es nicht die Frage nach der Plausibilität der Messwerte. Laut LAWA & BMV liegt bei genauer Durchführung sowie einwandfreier Funktion der Geräte die Unsicherheit bei Tracermessverfahren in der gleichen Größenordnung wie bei der Flügelmessung (LAWA & BMV 1991: Kap. 5.4). Da die Unsicherheiten bei beiden Methoden potentiell gleich groß sind, eine direkte Messung des Abflusses, etwa mittels Gefäßmessung, aufgrund der Gewässerbeschaffenheit nicht möglich ist und auch keine sonstigen Vergleichsmessungen vorliegen, kann die Plausibilität der Messwerte nicht abschließend geklärt werden.



**Abb. 2. Wasserstand- Abfluss-Beziehungen, separiert nach Methode und Jahr. Die gemessenen Abflusswerte wurden gegen den Wasserstand aufgetragen und mithilfe einer Exponentialfunktion gefittet.**

Quelle: Eigene Abbildung nach Maniak, U. (2010): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. 6. Aufl., Berlin u.a.: Springer, S. 70.

Abschließend ist zu sagen, dass die W-Q-Beziehung für beide Methoden in den niedrigeren Wasserständen (ab ca. 15 cm) weniger sichere Ergebnisse liefert, als in den höheren Wasserständen. Die Ursache dafür ist, dass bei sinkendem Wasserstand an der gewählten Messstelle entstehende temporäre Stillwasserbereiche sich negativ auf die Flügel- und Salzverdünnungsmessung auswirkten und somit die Messwerte beider Methoden verfälschen.

1991: Kap. 2.16). Dies könnte erklären, warum die Abflusswerte der Flügelmethode im Jahr 2017 bei gleichen Wasserständen unter denen von 2016 liegen. Da bei der Salzverdünnungsmethode die gleiche Veränderung beobachtet werden konnten, ist es naheliegend, dass diese ebenfalls durch den Verkrautungseffekt beeinflusst wurde. Zudem kann die Verteilung des als Tracer eingesetzten Salzes oder dessen Transport durch Wasserpflanzen behindert worden sein.

## 8.2 Jahresvergleich

**Die Messreihen von 2016 und 2017 weichen stark voneinander ab. Für 2017 verlaufen die W-Q-Kurven beider Messmethoden flacher als für 2016 und ergeben daher niedrigere Abflusswerte für gleiche Wasserstände (vgl. Abb. 2 & Tab. 2).**

Tab. 1 zeigt die Ergebnisse der statistischen Auswertung. Im Mittelwertvergleich beträgt die Signifikanz für die Messreihe 2016 0,000, für 2017 ist sie mit 0,018 höher. Dennoch sind die Abweichungen zwischen den Methoden für beide Jahre signifikant. Spannweite und Standardabweichung liegen bei der Flügelmessung 2016 höher als 2017, bei der Salzverdünnungsmessung liegen sie 2017 höher als 2016. Die Streuung der Messwerte ist somit in der Messreihe 2016 bei der Flügelmethode größer, in der Messreihe 2017 ist sie hingegen bei der Salzverdünnungsmethode größer. Der Standardfehler des Mittelwertes ist für beide Methoden in der Messreihe 2017 größer.

Der Grund für die Abweichung der Messreihen aus 2016 und 2017 liegt in einer Veränderung des Flussbettes, die das Fließverhalten nachhaltig verändert und dadurch die Abflussmessungen beider Methoden beeinträchtigt hat.

Eine Erklärung ist die Beeinflussung der Messergebnisse durch Verkrautung, die in beiden Jahren im Flussbett an der Messstelle sowie in den flussaufwärts und flussabwärts angrenzenden Flussabschnitten beobachtet werden konnte. Der Einfluss von Verkrautung auf die Flügelmessung wird in Anlage D der Pegelvorschrift von LAWA & BMV beschrieben. Da durch die Masse an Wasserpflanzen das Wasser verdrängt wird, steigt der Wasserstand im verkrauteten Gewässerabschnitt bei gleich bleibendem Durchfluss an. Die Verkrautung kann im Jahresverlauf sehr unterschiedlich ausgeprägt sein und ist witterungsabhängig. Aus diesem Grund können Erkenntnisse aus einem Jahr nicht auf andere Jahre übertragen werden (LAWA & BMV

## 9 Schlussfolgerungen

Aufgrund der Abweichungen zwischen den Methoden und den betrachteten Jahren ist eine Zusammenführung der Daten zu einer gemeinsamen W-Q-Beziehung nicht möglich. Daher wurden separate W-Q-Beziehungen aufgestellt, die jeweils einem exponentiellen Trend folgen. Die Übereinstim-

**Tab. 1: Statistik für beide Messreihen (2016 n = 18; 2017 n = 11).**

Methode u. Jahr	Mittelwert	Spannweite	Standardabweichung	Standardfehler d. Mittelwertes	Korrelation (Pearson)	Sig. (1-seitig)	T-Test Sig. (2-seitig)
Flügel 2016 [L/s]	107	269	91	21	0,996	0,000	0,000
Salz 2016 [L/s]	144	338	113	27			
Flügel 2017 [L/s]	82	248	87	26	0,995	0,000	0,018
Salz 2017 [L/s]	114	370	123	37			

**Tab. 2: Differenz der gemessenen Abflüsse bei gleichen Wasserständen in beiden Jahren.**

Datum	Wasserstand [cm]	Gemessener Abfluss [L/s]	
		Flügelmessung	Salzverdünnungsmessung
02.05.2016	18,5	123	162
24.04.2017	18,5	63	89
12.05.2016	17,0	79	101
14.05.2016	17,0	72	97
27.04.2017	17,0	52	64
16.06.2016	10,0	10	24
24.05.2017	10,0	6	15

mung der Messdaten mit der Exponentialfunktion ist in der Messreihe 2016 größer als in der Reihe 2017 (vgl. Abb. 2). Die Diskrepanzen zwischen den Messreihen 2016 und 2017 sind durch eine Veränderung des Messquerschnitts, und somit des Abflussverhaltens, zu begründen. Da die Messdaten der Flügelmessung weniger stark streuen als die der Salzverdünnungsmessung ist anzunehmen, dass die mittels Flügelmethode aufgestellte W-Q-Beziehung präzisere Ergebnisse erzielt (vgl. Tab. 1).



## Literaturverzeichnis

- Berger H. (1998): Abflußmessungen im 19. Jahrhundert. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.
- Elsholz M., Berger H. (2002): Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen. Pegelmessnetz. Messnetzkonzeption, Messstrategie. Hildesheim: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.
- Elsholz M., Sellheim P. (2000): Pegel an kleineren Fließgewässern. Anforderungen aus hydraulischer und fließgewässerökologischer Sicht. 1. Auflage. Hildesheim: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2002): Arbeitsanleitung. Durchflussermittlung mit der Salzverdünnungsmethode. Karlsruhe.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) und BMV (Bundesminister für Verkehr) (1991): Pegelvorschrift. Anlage D. Richtlinie für das Messen und Ermitteln von Abflüssen und Durchflüssen. Hamburg, Bonn.
- Luder B. (1994): Manual für die Abflussmessung nach dem Salzverdünnungsverfahren Technischer Bericht, Landeshydrologie und -Geologie, Abteilung Hydrologie, Bern
- Maniak U. (2010): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. 6. Aufl., Berlin u.a.: Springer.
- Morgenschweis G. (2018): Hydrometrie. Theorie und Praxis der Durchflussmessung in offenen Gerinnen. 2. Auflage. Berlin: Springer Vieweg.

# Modellierung der Sturzflut von Braunsbach am 29. Mai 2016 mittels Isochronen

*Christian Reinhardt-Imjela<sup>1</sup>, Axel Bronstert<sup>2</sup>, Daniel Rasche<sup>1</sup>, Achim Schulte<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Freie Universität Berlin, FB Geowissenschaften, FR Angewandte Geographie, Umwelthydrologie und Ressourcenmanagement

<sup>2</sup> Universität Potsdam, Institut für Erd- und Umweltwissenschaften

## 1. Einführung

Trotz ihres häufig lokalen Charakters gehören Sturzfluten zu den hydrologischen Ereignissen, die in Summe ebenso hohe Schäden verursachen können, wie großräumige Flussüberschwemmungen (Kron 2009). Ursache für Sturzflutereignisse sind in der Regel kleinräumige, konvektive Extremniederschläge, die in den betroffenen Einzugsgebieten äußerst schnelle und intensive Abflussreaktionen hervorrufen. Die kurzen Reaktionszeiten führen in Verbindung mit extremen Abflüssen und hohen Fließgeschwindigkeiten immer wieder zu Todesfällen, wie zuletzt im Mai 2016 in Simbach/Bayern. Betroffen sind zumeist kleine Einzugsgebiete, die über keine eigenen Pegelmessstellen verfügen, so dass i.d.R. keine Abflussganglinien für eine hydrologische Analyse von Sturzflutereignissen vorliegen. Ein typisches Beispiel für eine extreme Sturzflut ist das Ereignis von Braunsbach/Baden-Württemberg, welches Bronstert et al. (2018) ausführlich analysiert haben. Ein stationäres Tiefdruckgebiet über Mitteleuropa bewirkte Ende Mai 2016 den Zustrom feuchter, mediterraner Luftmassen nach Süddeutschland, die beim Zusammentreffen mit den kalten nördlichen Luftmassen zur Bildung starker Gewitterzellen führte. Über dem Einzugsgebiet des Orlacher Bachs (AEZG: 5,9 km<sup>2</sup>), der nahe der Ortschaft Braunsbach (Baden-Württemberg) in den Kocher mündet, fielen am 29. Mai 2016 zwischen 18 und 21 Uhr ca. 140 mm Niederschlag, die eine kurze und sehr intensive Sturzflut mit hohen Sachschäden in Braunsbach auslösten. Offen bleibt dabei mangels Pegeldaten die exakte Höhe des Scheitelabflusses in Braunsbach sowie das Abflussvolumen, was für Sturzfluten typisch und für eine hydrologische Ereignisanalyse wichtig ist.

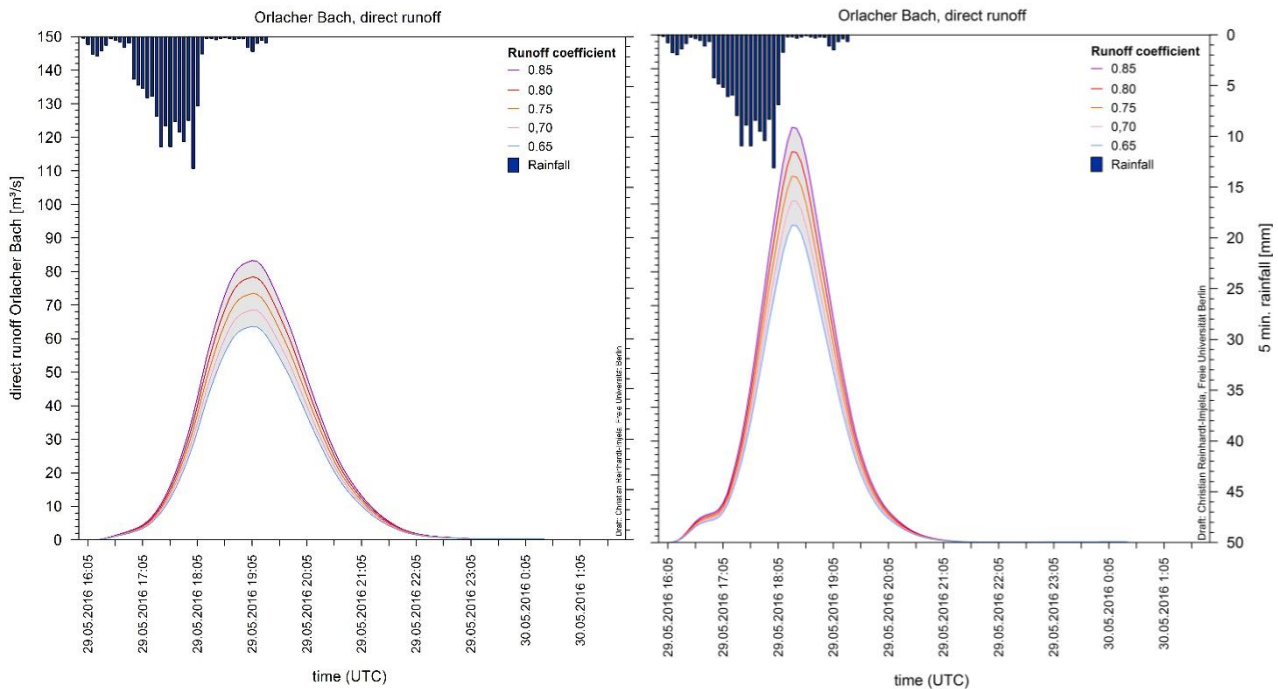
Das Einzugsgebiet des Orlacher Bachs liegt im Nordwesten Baden-Württembergs am Rand der Haller Ebene, die wiederum zur Hohenloher Ebene gehört. Geologisch ist die Ebene aus marinen Sedimentgesteinen des Lettenkeuper (Unterer Keuper) und Oberen Muschelkalks aufgebaut, in die das Gewässersystem mit seinen z.T. steilen Tälern eingetieft ist. Im Einzugsgebiet dominiert auf der Hochfläche die landwirtschaftliche Nutzung, während das Tal des Orlacher Bachs durch Waldflächen geprägt ist.

## 2. Methodischer Ansatz

Da die Abflussbildung in kleinen, reliefierten Einzugsgebieten bei extremen Starkregenereignissen aufgrund der hohen Niederschlagsintensitäten von schnellen Abflusskomponenten (insbesondere Oberflächenabfluss) dominiert wird, ist anzunehmen, dass die Abflussganglinie von Sturzfluten unter Berücksichtigung eines definierten Abflussbeitrags allein durch Berechnung der Abflusskonzentration modelliert werden kann. Diese Hypothese soll am Beispiel des Ereignisses von Braunsbach getestet werden. Dazu werden mit Hilfe der ArcGIS Erweiterung „Zeitflächenfunktion“ (Hydrotec GmbH Aachen) unter Verwendung von digitalem Höhenmodell, Gewässernetz und Bodenbedeckung (Oberflächenrauheit) auf Basis des Manning-Strickler Ansatzes die Entwässerungszeiten für alle Rasterzellen des Einzugsgebiets berechnet (Isochronen). Aus dem Histogramm der Entwässerungszeiten ergibt sich eine Einheitsganglinie, die in Schritten von 5 Minuten mit einem Direktabflusswert verrechnet wird. Die Summe der Ganglinien der einzelnen Zeitschritte ergibt die Gesamtabflussganglinie. Der Direktabfluss errechnet sich wiederum unter Annahme eines konstanten

Abflussbeiwerts für jeden Zeitschritt aus dem flächengewichteten Gebietsmittel dämpfungskorrigierter 5-minütiger Radarniederschläge (Bronstert et al. 2018). Da der tatsächliche Abflussbeiwert

nicht bekannt ist, werden in einem Ensemble unterschiedliche Werte zwischen 0,65 und 0,85 angesetzt. Eine Kalibrierung ist durch Anpassung der Strickler-Beiwerte bei der Berechnung der Entwässerungszeiten möglich.



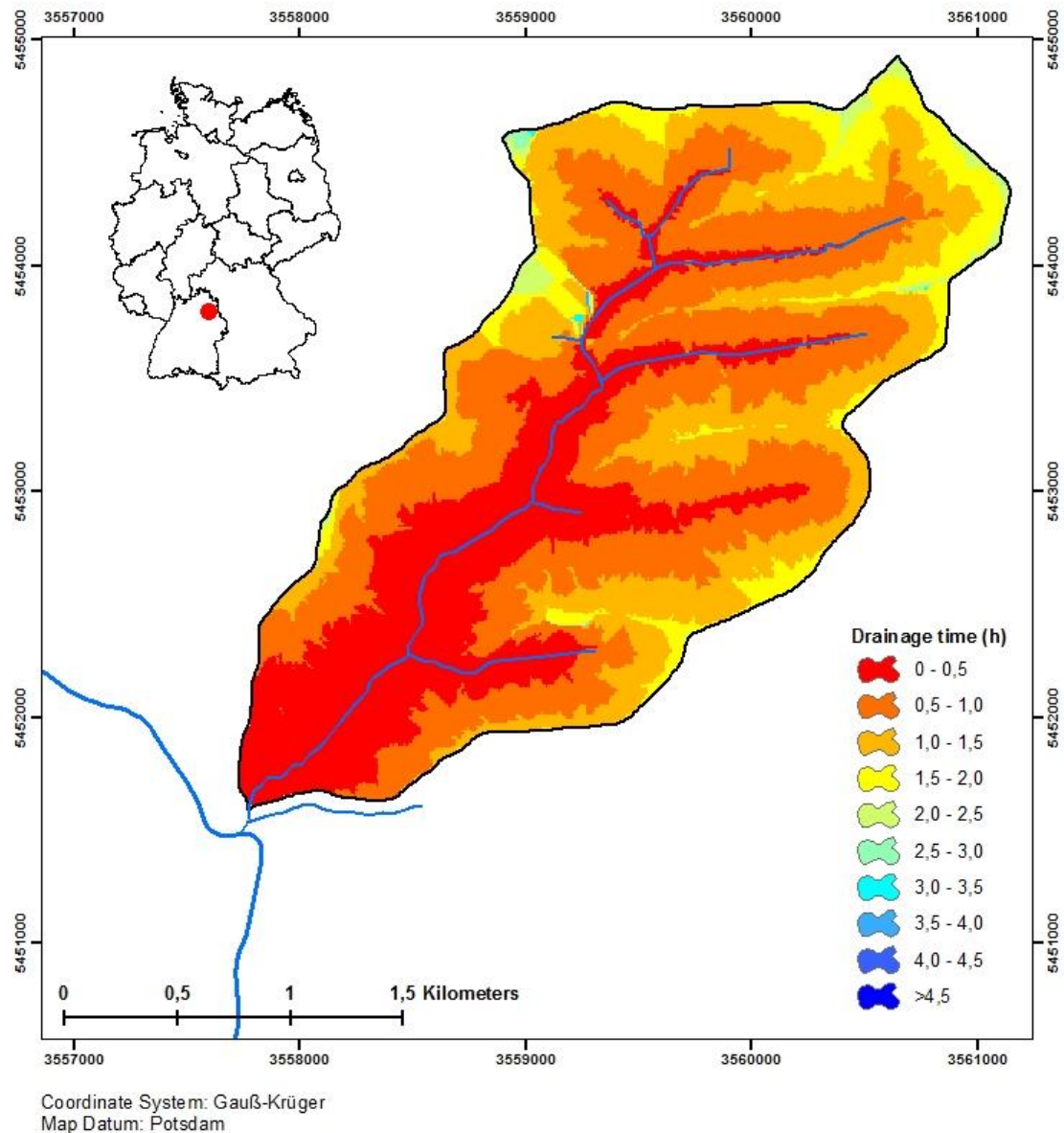
**Abb. 1: Berechnete Ganglinie des Direktabflusses (Klarwasser) im Orlacher Bach unter Berücksichtigung unterschiedlicher Abflussbeiwerte. Links: unkalibriertes Modell, rechts Kalibrierung anhand der zur Verfügung stehenden Anwohneraussagen.**

### 3. Ergebnisse

Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Abflussbeiwerte ergibt sich eine steile Ganglinie für das Ereignis. Im unkalibrierten Zustand (Wald  $k_{st} = 5 \text{ m}^1/3/\text{s}$ , Ackerflächen:  $k_{st} = 10 \text{ m}^1/3/\text{s}$ ) liegen die Scheitelabflüsse zwischen 64 und 83  $\text{m}^3/\text{s}$  (Abb. 1, links), wobei der Scheitel im Vergleich mit Anwohneraussagen eine Stunde zu spät eintritt. Werden die Strickler-Rauheiten im Modell leicht erhöht (Wald  $k_{st} = 10 \text{ m}^1/3/\text{s}$ , Ackerflächen:  $k_{st} = 15 \text{ m}^1/3/\text{s}$ ) verkürzen sich die Fließzeiten, so dass sich der Spitzenabfluss auf 94 bis 123  $\text{m}^3/\text{s}$  erhöht (Abb. 1, rechts). Bei allen Abflussbeiwerten tritt der Scheitel jetzt zwischen 20:15 und 20:20 Uhr Ortszeit ein, was sich jetzt exakt mit den Aussagen der Anwohner in Braunsbach (Scheitel gegen

20:15 Uhr) deckt. Auch das Ende des Ereignisses zwischen 22 und 23 Uhr entspricht nach der Anpassung den Zeugenaussagen. Die Entwässerungszeiten fallen in der kalibrierten Variante erwartungsgemäß sehr kurz aus (Abb. 2). 95 % der Flächen weisen Fließzeiten von weniger als 105 Minuten auf (95%-Quantil), für 50% der Flächen beträgt die Entwässerungszeit bezogen auf den Gebietsauslass sogar weniger als eine Stunde.

Bei der Interpretation der Ganglinie muss jedoch berücksichtigt werden, dass die berechneten Mengen lediglich den Klarwasseranteil repräsentieren. Aufgrund der hohen Geschiebefracht fällt das tatsächlich transportierte Volumen bei Sturzflutereignissen im Bergland signifikant höher aus als die reine Abflussmenge.



**Abb. 2: Berechnete Entwässerungszeiten im Einzugsgebiet des Orlacher Bachs nach Anpassung der Rauheitsbeiwerte.**

#### 4. Ausblick

Die Ergebnisse scheinen für das Beispiel Orlacher Bach plausibel, soweit das mit den vorhandenen Informationen abgeglichen werden kann. Für eine Validierung des Verfahrens wäre jedoch ein Sturzflutereignis in einem vergleichbaren, jedoch mit Pegel ausgestatteten Einzugsgebiet notwendig.

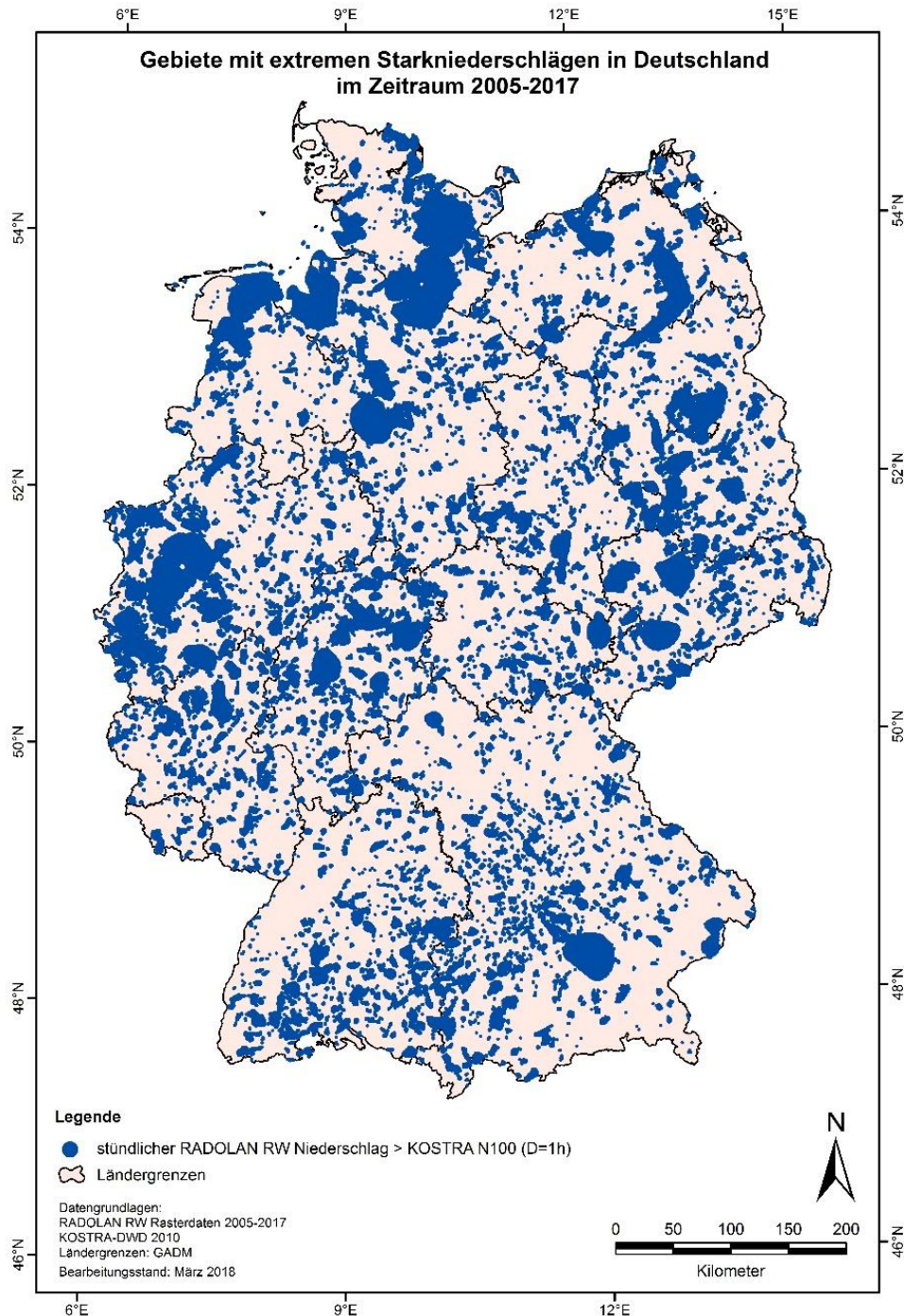
Für die Suche nach einem passenden Ereignis werden die vom Deutschen Wetterdienst für ganz

Deutschland im Rasterformat bereitgestellten RADOLAN RW Niederschlagsdaten (zeitliche Auflösung 1 h, räumliche Auflösung 1 km) im Hinblick auf abgelaufene Starkregenereignisse analysiert. Für den Zeitraum 2005 bis 2017

liegen insgesamt 110.300 Rasterdatensätze vor, die in die Auswertung einbezogen werden. Ein erstes Ergebnis dieser Analyse ist in Abbildung 3 dargestellt, welche Gebiete zeigt, in denen im Zeitraum

2005 bis 2017 Starkregenereignisse mit stündlichen Niederschlagswerten größer bzw. gleich den statistischen hundertjährigen Starkniederschlagshöhen nach KOSTRA-DWD 2010 aufgetreten sind. Dabei handelt es sich jedoch zunächst um vorläufige Ergebnisse, eine detaillierte Analyse und

Validierung der Daten folgt. Die Karte bildet jedoch die Grundlage für die Suche nach Starkregenereignissen in kleinen Einzugsgebieten, deren hydrologisches Verhalten anhand von Pegeldaten nachvollzogen werden kann und damit für eine Validierung des Modellkonzeptes nutzbar ist.



**Abb. 3:** Gebiete in Deutschland, für welche die RADOLAN RW Radarniederschläge des Deutschen Wetterdienstes im Zeitraum 2005-2017 Ereignisse größer/gleich N100 (D=1 h) enthalten. Stand der Auswertung: März 2018.

## 5. Literatur

- Bronstert, A., Agarwal A., Boessenkool, B., Crisologo, I., Fischer, M., Heistermann, M., Köhn-Reich, L., López-Tarazón, J.A., Moranc, Th., Ozturkh, U., Reinhardt-Imjela, Ch., Wendi, D. (2018): Forensic hydro-meteorological analysis of an extreme flash flood: The 2016-05-29 event in Braunsbach, SW Germany. *Science of the Total Environment* 630: 977-991. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.241
- Kron, W. (2009): Überschwemmungsüberraschung: Sturzfluten und Überschwemmungen fernab von Gewässern. *Wasserwirtschaft* 6/2009: 15-20.



## Application of geochemical modeling to investigate sulphur geochemistry in a highly anthropogenic-affected shallow abandoned coal mine drainage.

*Mohammad Alhamed*

Geochemical behaviours of sulphur were estimated by using geochemical models in a shallow abandoned coal mine drainage, subjected to high degrees of anthropogenic effects. The results of aqueous speciation's show that the aqueous sulphur in this system distributes among free  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{NaSO}_4$ ,  $\text{FeSO}_4$ , and  $\text{KSO}_4$ . Free  $\text{SO}_4^{2-}$  is the most predominated aqueous specimen in this system. It forms about 76.76-77.92 % of the dissolved sulphur. While,  $\text{CaSO}_4$  forms 16.64-16.87 %,  $\text{MgSO}_4$  forms 4.91-5.82 %,  $\text{NaSO}_4$  forms 0.36-0.38%,  $\text{FeSO}_4$  forms 0.09-0.1%, and  $\text{KSO}_4$  forms 0.07-0.08%. On the other hand, the results of saturation indices calculations show that most important sulphur minerals in this system comprises Basaluminite, Alunite, Gypsum, Anhydrite, Jarosite(ss), Jurbanite, Jarosite-K, Melanterite, Jarosite-Na, Mirabilite, Epsomite, Goslarite, Thenardite; Gunningilc, JarositeH, Zincosite, Alum-K,  $\text{Zn}_4(\text{OH})_6\text{SO}_4$ , Sphalerite, Mackinawite, Pyrite, Greigite, ferric and ferrous iron sulphate, Hexahydrite, Kainite, Kieserite, Leonhardtite, Mercallite,  $\text{MgSO}_4(\text{c})$ , Misenite, Pentahydrite, and Pyrrhotite.

Basaluminite shows a positive saturation index value that represent a supersaturating state and a precipitation trend. While, Alunite could be in equilibrium state with this system due to the close to zero values resulted by phreeqc and wateq4f. The all other minerals possess negative saturation indices that indicating undersaturated states and precipitation trends. These conditions in turn refer to the dissolution, the oxidation or the weathering processes releasing the sulphur to the mine water.

### 1. Introduction

Sulphur is the 16<sup>th</sup> abundant element in the earth crust (Ceccotti et al 1998). This element exists in the coal deposits in several parts per cent. Pyrite is the most predominated sulphur-mineral in the coal deposits, while sulphide and sulphate minerals of other metals could also exist therein. However, elemental sulphur could also exist in such deposits in small amounts (Calkins 1993). These minerals normally form in a reduced environment during diagenesis of coal deposits (Chou 2012). The Subsequent exposure of these minerals to water and oxygen, because of coal extraction, lead to oxidation and dissolution of sulphur minerals releasing it again into mining affected water (Qureshi et al 2016). The predominated form of sulphur in such environment is chiefly controlled oxygen abundant and pH (Hem 1985; Odell 2010).

The sulphate in aerobic conditions could react with other ions existed in the mine water forming secondary sulphate minerals like melanterite. The formation of secondary sulphate minerals could be a significant role in metal sequestration in mine drainage (Hammarstrom et al 2005). Some of these minerals form due to subjecting of mine water to evaporation or

neutralization processes (Lottermoser 2010). However, these minerals are represented by high solubility that causes re-dissolve them during wet or snow melting seasons (Seal II et al 2002).

The South of Bochum is one of the most complex abandoned coal mine fields, which was subjected to multiple land use change processes. The first stage was the mining activities that followed by sealing the existed mines and their infrastructures (GLA-NRW 1988). However, some of mining features like drainage adits were used as drainage systems for the constructed residential areas (Huske 2006; Tiedt 2009, Viebahn-Sell 2009), which were constructed above the exploited mines. So that storm water during storm events flows through these features and mixes with mine drainage, which predominated during dry periods.

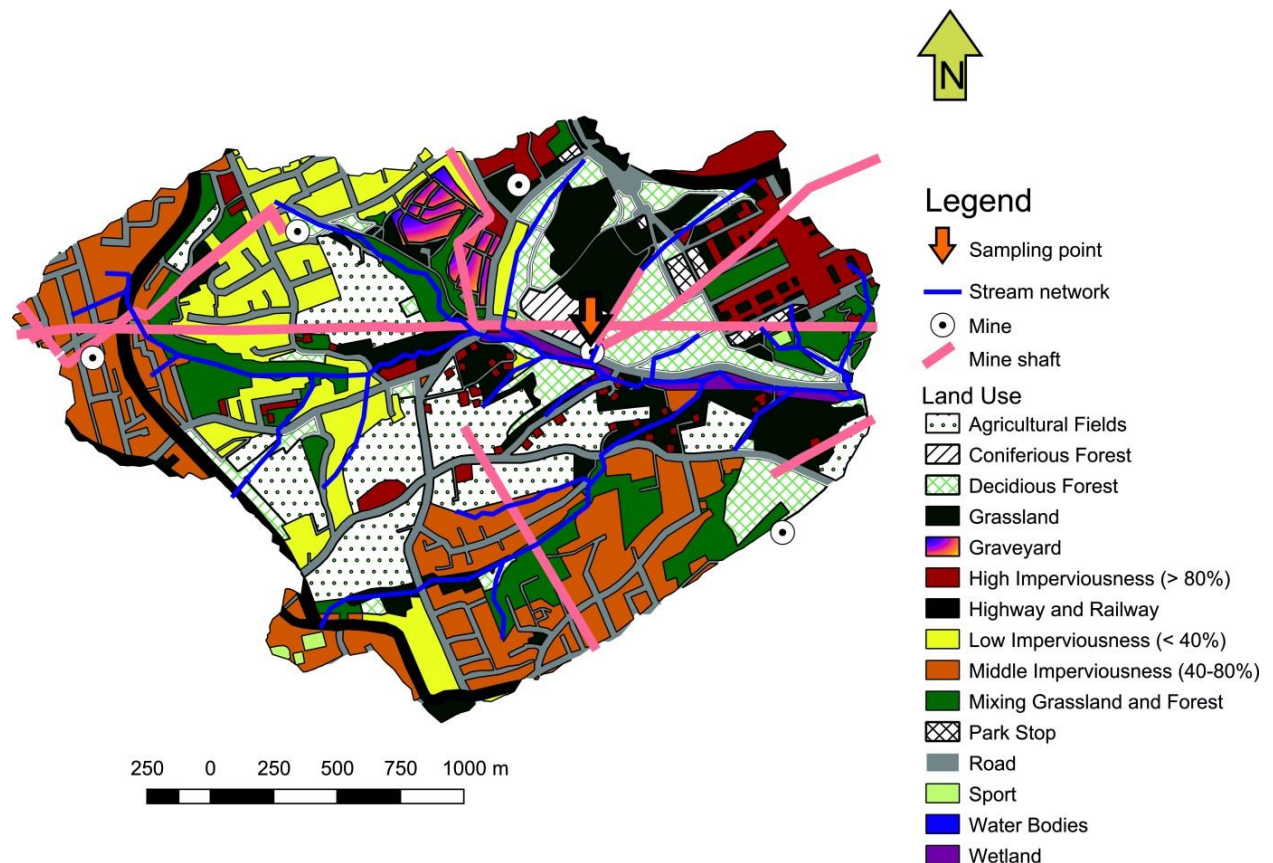
This study aimed at determining the geochemical behaviour, including transport and fate characteristics, of sulphur in the shallow mine drainage of extensively anthropogenic affected abandoned coal mine fields.

## 2. Materials and methods

### 2.1 Study area

The drainage of Julius Philipp mine, shown in Fig. 1 and located in Bochum-Querenburg, was chosen to be the tested aqueous medium. This mine was established in 1839 and coal extractions was started in 1942. Its drainage adit was connected to Lottenbach stream. The total length of this adite is about 1000 m. it inter-

sects with the extraction tunnel and the drainage adits of other mines (Bader et al 1987, Hermann and Hermann 1994, Huske 2006, Tiedt 2009). The sampling point receives the water infiltrated through the different land use pattern, surrounded the mines and their infrastructures. So, that the taken sample consists of mine water infiltrated through forests, urban, or stockpile prior to entering the mine environment (Alhamed 2016).



**Fig. 1:** location map of the study area including land use, mine sites, tunnel, drainage adits, and hydrographic network.

## 2.2 Physico-chemical and Hydrochemical parameters

Physico-chemical parameters including water temperature, redox potential Eh and pH were determined insitu by using pre-calibrated portable instruments at the adit portal. On the other hand, a water sample was collected from the adit portal to determine its chemical composition

Major ions including calcium, magnesium, sodium, potassium, chloride, nitrate, and sulphate, and minor elements including ferrous iron, aluminium and zinc, were determined in the collected sample. Bicarbonate was calculated by the ion balance relations. The concentrations of these parameters were listed in Tab.1.

**Tab.1: Values of physico-chemical and hydrochemical parameters of the adit water.**

Parameter	Unit	Value
T	C°	15
pH	-	7.22
EH	mv	168
Ca	mg/l	124.00
Mg	mg/l	26.00
Na	mg/l	37.50
K	mg/l	9.70
SO <sub>4</sub>	mg/l	135.00
Cl	mg/l	52.20
NO <sub>3</sub>	mg/l	2.10
HCO <sub>3</sub>	mg/l	362.38
Fe <sup>2+</sup>	mg/l	1.23
Al	µg/l	30.00
Zn	µg/l	7.00

## 2.3 Geochemical modeling

Geochemical modelling including chemical speciation, and saturation indices were calculated by using LLCN, PhreeqC and Wateq4f thermodynamic databases. The calculations were performed by the Geochemist Workbench geochemical package. The chemical speciation's represent the aqueous forms in which

the sulphur transport (VanBriesen et.al. 2010), while the saturation indices represent the source, transition state and fate of sulphur in the selected medium (Appelo and Postma 1993).

## 3. Results and discussions

The results of chemical speciation's were plotted in Fig.2, while the results of saturation indices were plotted in Fig 3 – Fig 6.

These results show that the sulphur in aqueous form distributes among SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, CaSO<sub>4</sub>, MgSO<sub>4</sub>, NaSO<sub>4</sub><sup>-</sup>, FeSO<sub>4</sub>, and KSO<sub>4</sub><sup>-</sup>, which represent the patterns in which the sulphur transport in the mine drainage. The free SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> is the main aqueous specimen in this system. It forms about 76.76-77.92 % of the all aqueous species, considering the integral of the results from all databases. Conversely, CaSO<sub>4</sub> comes in second place. This compound forms 16.64-16.87 %. In third place comes MgSO<sub>4</sub>, which forms about 4.91 - 5.82 %. On the other hand, NaSO<sub>4</sub><sup>-</sup>, FeSO<sub>4</sub>, and KSO<sub>4</sub> has a fraction less than 0.5%. Therefore, they shouldn't consider in this study.

The calculated saturation indices of sulphur show that the LLCN database gives a wide range of minerals that don't result from the others. In addition, Wateq4f gives more minerals in comparison with PhreeqC.

The most important sulphur minerals in this medium are Basaluminite, Alunite, Gypsum, Anhydrite, Jarosite(ss), Jurbanite, Jarosite-K, Melanterite, Jarosite-Na, Mirabilite, Epsomite, Goslarite, Thenardite; Gunningilc, JarositeH, Zincosite, Alum-K, Zn<sub>4</sub>(OH)<sub>6</sub>SO<sub>4</sub>, Sphalerite, Mackinawite, Pyrite, Greigite, ferric and ferrous iron sulphate, Hexahydrite, Kainite, Kieselite, Leonhardtite, Mercallite, MgSO<sub>4</sub>(c), Misenite, Pentahydrite, and Pyrrhotite.

Basaluminite, resulted by Wateq4f, shows positive saturation index values that represent a supersaturating state and hence a precipitation trend. Conversely, Alunite shows negative saturation index values by LLCN database and others close to zero by phreeqc and wateq4f. So, this mineral is either

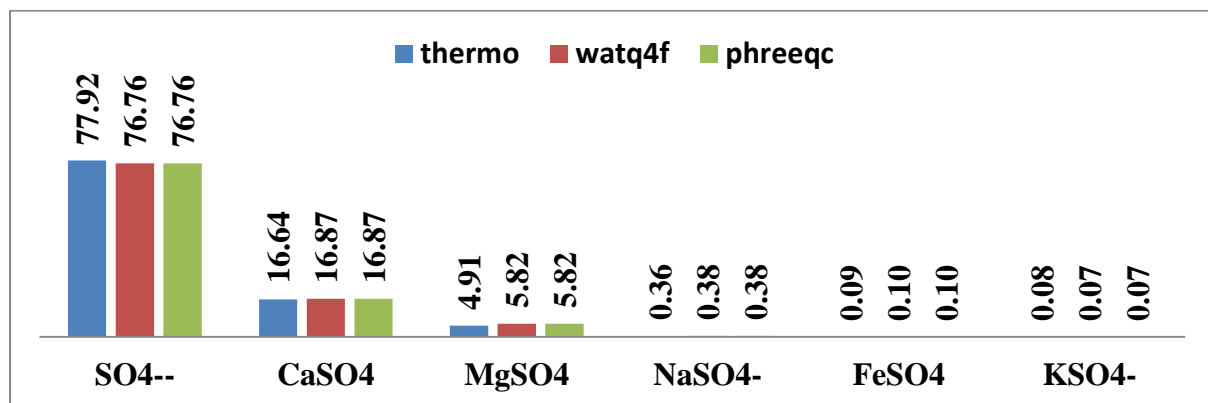


Fig.2: Results of chemical speciation modeling of the highly anthropogenic-affected shallow mine drainage in south of Bochum.

dissolved or it is in equilibrium with the mine drainage. . The all other minerals possess negative saturation indices that indicating undersaturated state. The undersaturated states of the previous minerals refer dissolution, oxidation or weathering trends that release the sulphur to the water.

The sulphur minerals could be classified, according to its origin, into four groups as follows;

- **The major source group** (Fig. 3): This group includes elemental sulphur and the sulphide minerals including pyrite, greigite, FeS, mackinawite, pyrrhotite, sphalerite, wurtzite, ZnS<sub>(a)</sub>. These minerals are common to associate the coal deposits (Gluskoter 1977). So that, these minerals are the primary source of the sulphur in abandoned coal mine drainage. They release it as sulphate by the oxidation.

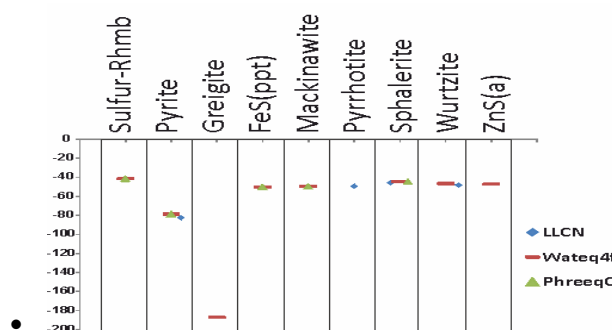


Fig.3: Results of saturation indices calculation of sulphide minerals and elemental sulphur.

- **The secondary source group:** this group includes arcanite, kainite, bloedite, mercurite, misenite, bloedite, and kainite. These minerals were only considered by LLCN database and result normally only by volcanic, hydrothermal, fumarole and metamorphic processes (Anthony et al. 2018). So that, they neither associated the coal deposits nor generated by the interaction with other elements in the mine water. However, these minerals could be existed in the hosted rocks. So that, the negative SI values refer to dissolution or weathering processes, which could release sulphur to mine drainage.

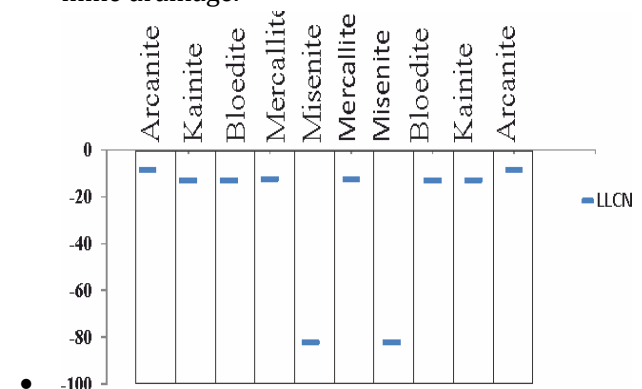
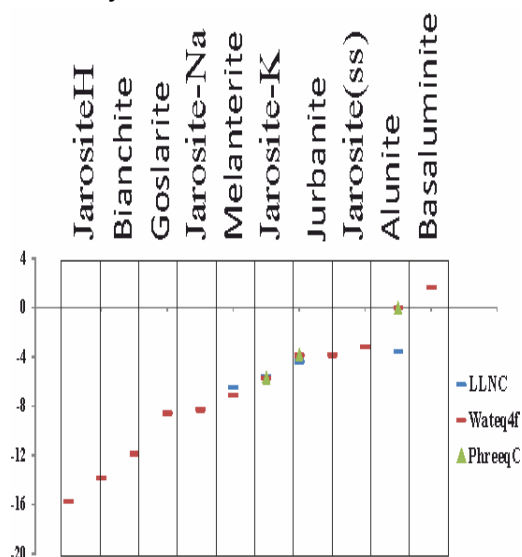


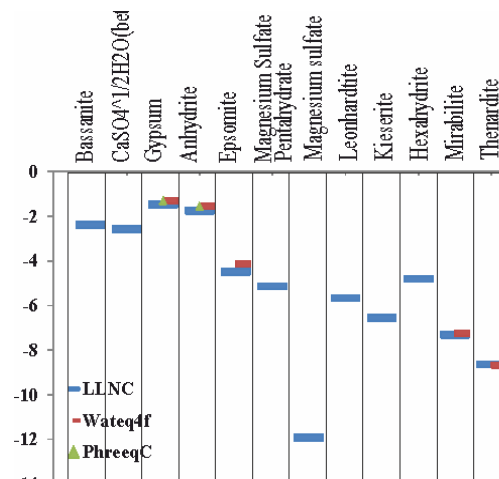
Fig.4: Results of saturation indices calculation of volcanic, hydrothermal, fumarole and metamorphic sulphur-bearing minerals.

- **The mining-common secondary minerals:** this group includes jarosite-H, bianchite, goslarite, jarosite-Na, jarosite-K, melanterite, jurbanite, jarosite-ss, alunite,

and basaluminite. These secondary minerals are common to generate in the mine drainage by interaction of released sulphate with other elements existed in the mine water (Lottermoser 2010). The re-dissolution of these minerals, represented by the negative SI values, reflects the high solubility of most of these minerals.



- 
- **Fig.5: Results of saturation indices calculation of mining-common secondary sulphate minerals.**
- 
- **The neutralization-common secondary minerals:** this group includes bassanite,  $\text{CaSO}_4 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}(\text{beta})$ , gypsum, anhydrite, epsomite, magnesium sulphate (pentahydrate), magnesium sulphate, leonhardtite, kieserite, hexahydrate, mirabilite, and thenardite. These minerals results generally by the interaction of sulphate in mine water with the other elements released by dissolution of neutralization minerals (Lotter-moser 2010; Anthony et al. 2018). However, the minerals of this group also show undersaturated conditions, which indicate re-dissolution processes.



• **Fig.6: Results of saturation indices calculation of neutralization-common secondary sulphate minerals.**

#### 4. Conclusions

Sulphur in the shallow abandoned coal mine drainage of the Upper Carboniferous deposits in the south of Bochum release to mine water by oxidation of sulphide minerals, elemental sulphur, weathering of sulphur-bearing minerals included in the hosted rocks. The sulphur transported in the mine water as  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{NaSO}_4$ ,  $\text{FeSO}_4$ , and  $\text{KSO}_4$ . Basaluminite could be precipitated from mine water and alunite is in equilibrium state. On the other hand, the different thermodynamic databases gave different results, which include the number of minerals resulted by each database, different values of aqueous speciation's fraction, and sometimes different equilibrium states. However, the integration of results different databases can help in determining the source of the elements, the global geochemical processes, geochemical evolution, the transition states, the transport pattern, and the environmental fate of sulphur in mine water.

#### Acknowledgement

The author is indebted to the Damascus university for granting the research scholarship. The author is also highly grateful to the organizers of the conference for the sponsorship to present this work.

## References

- Alhamed M (2016): Impact of land use land cover patterns on water resources quality in the Lottental. Beiträge zum 48. Jahrestreffen des Arbeitskreises Hydrologie vom 17.-19. November 2016 in München, Manuskripte Geographica Augustana 22:16-22.
- Anthony J W, Bideaux R A, Bladh K W, Nichols M C (2018) Eds., Handbook of Mineralogy, Mineralogical Society of America, Chantilly, VA 20151-1110, USA. <http://www.handbookofmineralogy.org/>.
- Appelo C A J, Postma D (1993): Geochemistry, Groundwater and Pollution. Rotterdam, Brookfield, 536 p.
- Bader K H, Röttger K, Prante M (1987): 250 Jahre märkischer Steinkohlenbergbau. Ein Beitrag zur Geschichte des Bergbaues, der Bergverwaltung und der Stadt Bochum. Studienverlag Dr. N. Brockmeyer, Bochum, ISBN 3-88339-590-0, S. 176–178.
- Calkins W H (1993): The chemistry of sulfur in coal—A historical perspective. Prepr. Am. Chem. Soc. Fuel Chem. Div. 32, 358–368.
- Ceccotti S P, Morris R J, Messick D L (1998): A global overview of the sulphur situation: industry's background, market trends, and commercial aspects of sulphur fertilizers. In: Schnug E. (eds) Sulphur in agroecosystems. Nutrients in Ecosystems, vol 2.
- Chou Ch L (2012): Sulfur in coals: A review of geochemistry and origins. International Journal of Coal Geology 100:1–13.
- Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen GLA-NRW, (1988): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000, Erläuterungen zu Blatt 4509 Bochum, Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld, 130 S.
- Gluskoter H J (1977): inorganic sulfur in coal. Illinois State Geological Survey Urbana, Illinois 61801.
- Hammarstrom J M, Seal II R R, Meier A L, Kornfeld J M (2005): Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. Chemical Geology 215, 407 – 431.
- Hermann W, Hermann G (1994): Die alten Zechen an der Ruhr. 4. Auflage. Verlag Karl Robert Langewiesche, Nachfolger Hans Köster, Königstein i. Taunus 1994, ISBN 3-7845-6992-7.
- Hem J D (1985): Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S. Geological Survey, Water Supply Paper 2254.
- Huske J (2006): Die Steinkohlenzechen im Ruhrrevier. Daten und Fakten von den Anfängen bis 2005 (= Veröffentlichungen aus dem Deutschen Bergbau-Museum Bochum 144). 3. überarbeitete und erweiterte Auflage. Selbstverlag des Deutschen Bergbau-Museums, Bochum, ISBN 3-937203-24-9.
- Lottermoser B (2010): Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts, Springer, 400p.
- Odell L H (2010): Treatment Technologies for Groundwater. American Water Works Association 231 p.
- Qureshi A, Maurice Ch, Öhlander B (2016): Potential of coal mine waste rock for generating acid mine drainage. Journal of Geochemical Exploration. 160, 44-54.
- Seal II R R, Foley N K, Wanty R B (2002): Introduction to eoenvironmental models of mineral deposits. In Seal II, R R., Foley, N K: Progress on Geoenvironmental Models for Selected Mineral Deposit Types. U. S. Geological Survey Open-File Report 02-195.
- Stallard R F, Murphy S F (2012). Water quality and mass transport in four watersheds in eastern Puerto Rico. In Murphy S F, Stallard R F eds. Water quality and landscape processes of four watersheds in eastern Puerto Rico: U.S. Geological Survey Professional Paper 1789, 292 p.
- Tiedt, M. (2009): Der frühe Bergbau an der Ruhr. <http://www.ruhrkohlenrevier.de/>
- VanBriesen J M, Small M, Weber C (2010): Modelling chemical speciation: thermodynamics, kinetics and uncertainty. In Hanrahan G Eds. Modelling of Pollutants in Complex Environmental Systems, Band 2. ILM publication, 457p.
- Viebahn-Sell (2009): Immissionsbetrachtung der Einleitungen in den Lottenbach, Phase II: maßnahmenkonzept: Erläuterungsbericht. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Tiefbauamtes der Stadt Bochum, Stadt Bochum, Tiefbauamt, Bochum: 60p.



## Comparison results of automated hydrograph separation of different digital filters in extensively man-made affected small catchment areas.

*Mohammad Alhamed*

In this study, the outputs of automated hydrograph separations of graphical-based and recursive-based filters, performed on streamflow data of Lottentbach, were compared to test the efficiency of these filters to perform of hydrograph separations and to test their ability to include seasonal variations of streamflow components. The results show a big match between graphical-based methods including fixed interval, sliding interval, and local minimum methods, and recursive-based methods including BFLOW, IHACRES, EWMA, Boughton, and Eckhardt. So that, these filters can perform the hydrograph separation and include the seasonal variations. Conversely, the One parameter and chapman filters can't perform the hydrograph separation correctly and can't include the seasonal variations.

### 1. Introduction

Hydrographic separation is an important tool in hydrological, hydrogeological and water resource management applications. This technique is used to separate the streamflow into its component, which usually consists of surface water and groundwater discharges (Sloto and Crouse 1996). The separated component is the basis for estimating groundwater recharge (Risser et al. 2005), the characteristics of the aquifer, and the size and dynamics of groundwater input to the stream (Sloto et al. 1991). These issues are critical when they used in water supply studies, water allocation and commercial practices, design of water-storage infrastructure, construction of hydropower plants, assessment of water ecosystem requirements, waste mitigation applications, pollution impacts or salinity forecasting (Brodie and Hostetler 2005). In addition, hydrograph separation is also essential to calibrate and validate the hydrological models (Huff and Begovich 1976; Eckhardt 2005).

Hydrograph separation studies have a long history of evolution. Its begins are return to the early theoretical and experimental work of Boussinesq (1904), Maillet (1905) and Horton (1933) (Brodie and Hostetler 2005). The early method, developed in this field, focused on the analysis of the depletion curve to determine the point at which the runoff ends (Dingman 2002). Later, hydrograph separation techniques based on graphical separation and black box model were developed (Hewlett and Hilbert 1967). A further development of these methods was achieved by standardizing the

last two ones to give the first filtration technique (Pettyjohn and Henning 1979; Sloto and Crouse 1996).

The graphical-based filters operate by determining the minimal value of the stream flow in a selected interval. Some of these methods relate the minimal discharge to the whole days of the selected intervals, as the situation in the fixed-intervals and the sliding-interval methods. While, the other methods use the linear interpolation between adjusted minimal, as the situation in the local minimum method (Pettyjohn and Henning 1979; Sloto and Crouse 1996; Gregor 2010). However, more recent recursive based methods were developed in the form of low-pass filters to remove the high magnitude responses of the short peak of the streamflow (Eckhardt 2005, 2008). These methods are easily automatable, which make them preferred for obtaining reproducible outputs (Eckhardt 2005).

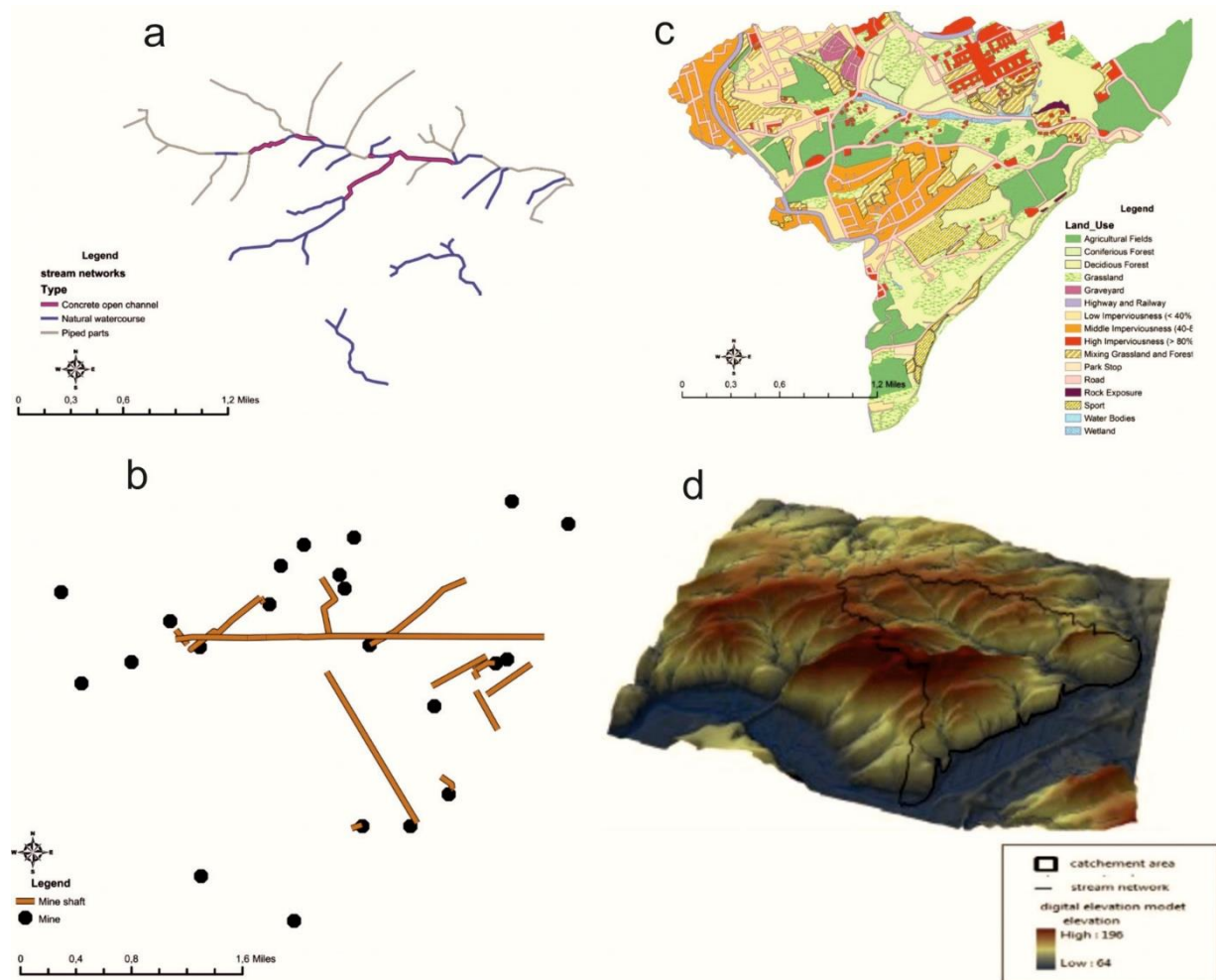
Several catchment areas show seasonal variations of responses of streamflow components, due to the seasonal changes of their land use/land cover and of the climate conditions (Juen et al 2007; Guo et al. 2008). Therefore, it is very important to test the ability of existed separation methods to include such variations. For this reason, this study was performed to investigate the ability and effectiveness of existing filters to perform hydrograph separations and to test their capacity to include the seasonal variation of the stream flow components in the small hilly catchment area, subjected to extensively anthropogenic effects.

## 2. Materials and methods

### 2.1 Study area

This study was performed in the Lottental catchment area, which is a small headwater catchment of the Ruhr. The drainage network of this stream has subjected to extensively anthropogenic effects, which are represented by engineering many parts of its main canal and

tributaries, as well as to linking artificial drainage systems of former mining activities, storm water, and roads into its network (Viebahn-Sell 2001). Its catchment area has also subjected to anthropogenic practices, which are represented by a multi-phase of land use change. The streamflow components of this stream consist mainly of mine drainage, groundwater discharge, interflow, and surface water runoff.



**Fig. 1.** Location map of the study area including: (a) the stream network, (b) mining activities map, (c) the land use map, and (d) the digital elevation map DEM.

### 2.2 Hydrograph separation

Several levels were selected randomly and arbitrarily on the stream hydrograph, as shown in Fig.2. This procedure was done to test the capacities of the filters to include the possible seasonal variations of stream flow discharge. Both graphical-based (fixed interval, sliding interval, and local minimum methods) and recursive-based digital filters, listed in Tab.1, were

included in this study. All filters were calibrated until the outputs achieved the best match of the pre-defined levels.

The fixed interval method is based on relating the minimum value, measured in an interval (N), to the whole period of this interval. Conversely, the sliding interval method is based on finding the minimal value of discharge in one half the selected interval minus 1 day  $[0.5(2N*-$

1) days], before and after the day being considered. Then this value assigns to the considered day. Hydrograph separation in these methods can be performed by moving a bar  $2N^*$  wide upward until it intersects the stream hydrograph (Sloto and Crouse 1996, Gregor 2010). The local minimum method has the same principle of sliding intervals to large extent. It based on determining the lowest value in a one half the selected interval minus 1 day. But, a

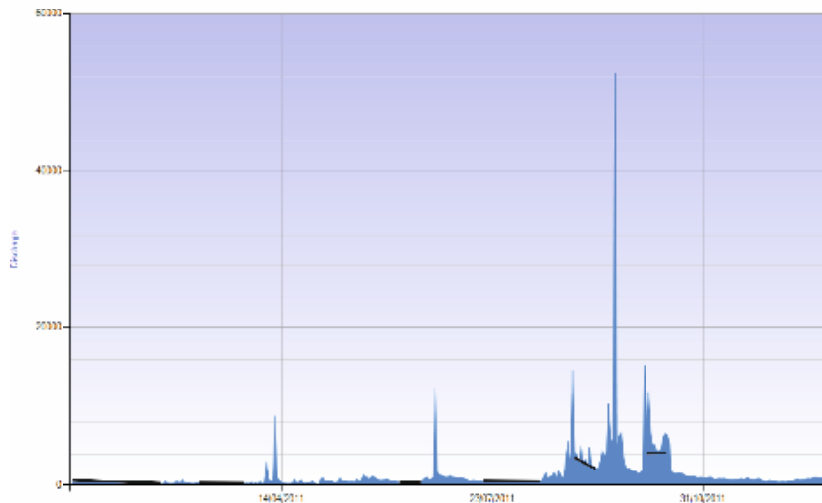
linear interpolation between the adjoining lowest points used to perform the separation (Sloto and Crouse 1996, Gregor 2010).

On the other hand, recursive filters are more complex. The mathematical algorithm of recursive filters, used in this study, is listed in the Tab.1.

**Tab. 1: list of recursive-based digital filters, used in this study, and their mathematical algorithm (Gregor 2010)**

Filter name	Filter Equation	Comments
<b>One-parameter algorithm</b> (Chapman & Maxwell, 1996)	$q_{b(i)} = \frac{k}{2-k} q_{b(i-1)} + \frac{1-k}{2-k} q_{(i)}$	$q_{b(i)} \leq q_{(i)}$ Applied as a single pass through the data.
<b>Boughton two-parameter algorithm</b> (Boughton, 1993; Chapman & Maxwell, 1996)	$q_{b(i)} = \frac{k}{1+C} q_{b(i-1)} + \frac{C}{1+C} q_{(i)}$	$q_{b(i)} \leq q_{(i)}$ Applied as a single pass through the data. Allows calibration against the base flow information such as tracers, by adjusting parameter C.
<b>IHACRES three parameter algorithm</b> (Jakeman & Hornberger, 1993)	$q_{b(i)} = \frac{k}{1+C} q_{b(i-1)} + \frac{C}{1+C} (q_{(i)} + \alpha q_{(i-1)})$	Extension of Boughton two-parameter algorithm.
<b>B flow algorithm</b> (Lyne & Hollick 1979; Nathan & McMahon, 1990)	$q_{f(i)} = \alpha q_{f(i-1)} + (q_{(i)} - q_{(i-1)}) \frac{1+\alpha}{2}$	$q_{f(i)} \geq 0$ $\alpha$ value of 0.925 recommended for daily stream data filter recommended to be applied in the passes. Base flow is $q_b = q - q_f$
<b>Chapman algorithm</b> (Chapman, 1991; Mau & Winter, 1997)	$q_{f(i)} = \frac{3\alpha-1}{3-\alpha} q_{f(i-1)} + \frac{2}{3-\alpha} (q_{(i)} - \alpha q_{(i-1)})$	Base flow is $q_b = q - q_f$
<b>EWMA filter</b> (Tularam & Ilahie, 2008)	$q_{b(i)} = \alpha q_{(i)} + (1-\alpha) q_{b(i-1)}$	Exponential Smoothing Method of Base Flow Separation

$q_{(i)}$  is the original stream flow for the  $i^{th}$  sampling instant  
 $q_{b(i)}$  is the filtered base flow response for the  $i^{th}$  sampling instant  
 $q_{f(i)}$  is the filtered quick flow for the  $i^{th}$  sampling instant  
 $q_{(i-1)}$  is the original stream flow for the previous sampling instant to  $i$   
 $q_{b(i-1)}$  is the filtered base flow response for the previous sampling instant to  $i$   
 $q_{f(i-1)}$  is the filtered quick flow for the previous sampling instant to  $i$   
 $k$  is the filter parameter given by the recession constant  
 $\alpha, \alpha_1$  are filter parameters  
 $C$  is a parameter that allows the shape of the separation to be altered  
 $\gamma, c_1, c_3$  are physically based parameters



**Fig. 2: Randomly selected reference levels to estimate goodness and efficiency of digital filters in highly complex small catchment areas.**

### 3. Results and discussions

The output curves of hydrograph separation are shown in Fig.3. These results show that all the graphical-based methods have matched the most of selected levels. In addition, a high degree of congruence among the outputs of these methods has observed (Fig.3A). However, a slight difference was found by the sliding interval filter. This difference is represented by lower baseflow discharge in the first peak of the multi-peak period. Different time interval values were used to achieve the outputs congruence, as shown in Tab. 2. Conversely, similar conditions to a large extent were encountered by recursive-based digital filters, as show in Fig.3B. These conditions are represented by matching the most selected levels by BFLOW, IHACRES, EWMA, Boughton, and Eckhardt. However, some slight deviations

were observed. A complete match between the outputs of the Eckhardt and the two parameters filters during the peaks and the low flow periods. Conversely, the output of EWMA filter matched the results of the formers in most of points. Slight difference was found during high magnitude multi-peaks and during the low flow periods, followed the multi-peaks. This difference is represented by slightly higher baseflow portion as shown in Fig. 3B. BFLOW and IHACRES output shows high degree of matching during low flow conditions, followed small peaks, and during regression segments of the hydrograph. Conversely, the IHACRES show higher values during the peaks of high magnitude and lower ones during the low flow period followed them. The same conditions are roughly valid by comparison the output of IHACRES with the outputs of the other above-mentioned filters.

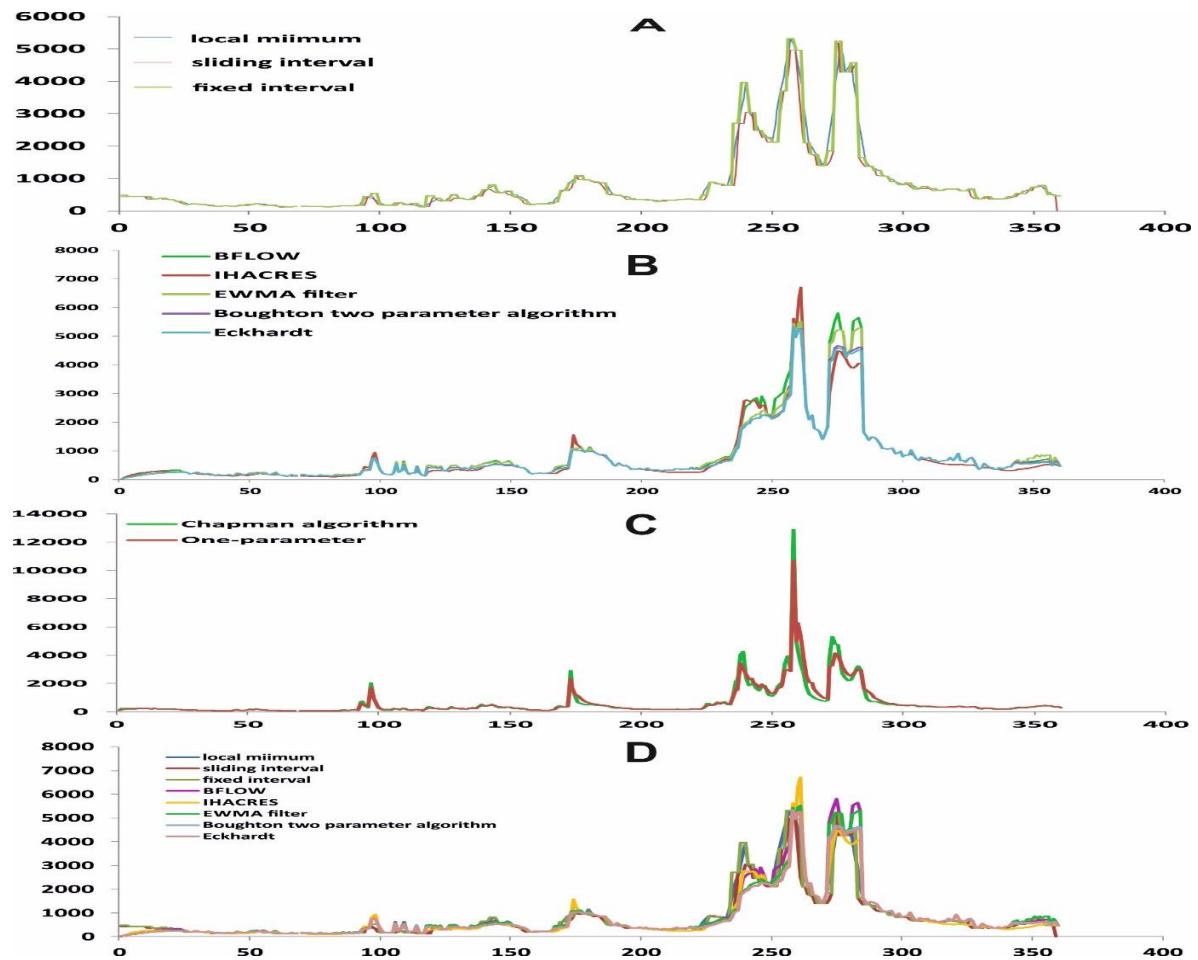


Fig. 2: The results hydrograph separation performed by different digital filter classes in the study area.

Tab.2: the values of digital filter parameters used in the calibration to achieve the best match.

Methods	Parameter	Value	Parameter	Value	Parameter	Value
local minimum method	N	3	f	0,35		
fixed interval method	N	3,3				
sliding interval	N	5,5				
one parameter algorithm	k	0,93				
Two parameter algorithm	k	0,99	c	0,05		
IHACRES	k	0,9	c	0,05	a	1,1
BFLOW	a	0,93				
Chapman	a	0,3				
Eckhardt	a	0,988	BFI max	0,81		
EWMA	a	0,045				

The outputs of Chapman and the One parameter algorithm didn't match the selected levels at all. These outputs also differ than those of the all other filters Fig. 3C.

Finally, comparison the outputs from the graphical based filtering methods with those from recursive, except chapman and one parameter, show also good match as shown in

Fig.3D. However slight differences were encountered at the peaks, especially by multi-peaks of high magnitudes.

## 4. Conclusion

The comparison between the outputs of graphical-based hydrograph separation filters, including (fixed interval, sliding interval, and local minimum methods), and the recursive-based digital filters, including (BFLOW, IHACRES, EWMA, Boughton, Eckhardt, Chapman, and one parameter filters), shows that Chapman and the One parameter filters fail to achieve the hydrograph separation in the complex catchment areas. Conversely, all other filters show the ability to conduct hydrograph separations under such complex conditions, as well as the ability to include potentially significant seasonal variations of the component of streamflow, although the existence of some deviations and some filters show somewhat different responses.

## Acknowledgement

The author is indebted to the Damascus university for granting the research scholarship. The author is also highly grateful to the organizers of the conference for the sponsorship to present this work.

## References

- Boughton WC (1993): A hydrograph-based model for estimating water yield of ungauged catchments. Institute of Engineers Australia National Conference. Pub. 93/14, 317-324
- Boussinesq J (1904) Recherches theoretiq ue sur l'ecoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol et sur le debit des sources. J. Math. Pure Appl. 10 (5th Series), 5-78
- Brodi RS and Hostetler S (2005): A Review of Techniques for Analysing Baseflow from Stream Hydrographs, B. o. R. Sciences, Canberra.
- Dingman S L (2002): Physical hydrology. 2nd ed, Upper Saddle River, N.J. : Prentice Hall, 646 p.
- Chapman TG (1991): Comment on evaluation of automated techniques for base flow and recession analyses, by RJ Nathan and TA McMahon. Water Resources Research, 27(7), 1783 -1784
- Chapman TG, Maxwell AI (1996): Baseflow separation – comparison of numerical methods with tracer experiments. Institute Engineers Australia National Conference. Pub. 96/05, 539-545
- Eckhardt K (2005): How to construct recursive digital filters for baseflow separation. Hydrological Processes, 19, 507–515.
- Eckhardt K (2008): A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow Separation methods. Journal of Hydrology, (352):1–2, 168-173.
- Gregor M (2010): BFI+ 3.0 User's Manual, HydroOffice: Software Package for Water Sciences
- Guo H, Hu Q, and Jiang T (2008): Annual and seasonal streamflow responses to climate and land-cover changes in the Poyang Lake basin, China. Journal of Hydrology 355, 106–122
- Hewlett JD. and Hibbert AR(1967): Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas, in: Forest Hydrology, edited by: Sopper, W. E. and Lull, H. W., Pergamon, Oxford, 275–290.
- Horton RE (1933): The role of infiltration in the hydrological cycle. Trans. Am. Geophys. Union, 14, 446-460.
- Huff DD, Begovich CL (1976): An Evaluation of Two Hydrograph Separation Methods of Potential Use in Regional Water Quality Assessment, Oak Ridge National Laboratory
- Jakeman AJ and Hornberger GM (1993): How much complexity is warranted in a rainfall-runoff model? Water Resources Research 29:2637-2649
- Juen I, Kaser G and Georges C (2007): Modelling observed and future runoff from a glacierized tropical catchment (Cordillera Blanca, Peru), Global Planet Change, 59, 37–48.
- Lyne V, and Hollick M (1979): Stochastic time-variable rainfall-runoff modeling. Institute of Engineers Australia National Conference. Pub. 79/10, 89-93



- Maillet E (1905): Essais d'hydraulique souterrain et fluviale, Librairie Scientifique, A. Hermann, Paris, 218 p.
- Mau D P and Winter TC (1997): Estimating ground-water recharge from streamflow hydrographs for a small mountain watershed in a temperate humid climate, New Hampshire, USA. *Ground Water*, 35(2), 291-304.
- Nathan RJ and McMahon TA (1990): Evaluation of automated techniques for base flow and recession analyses. *Water Resources Research* 26(7), 1465-1473
- Pettyjohn WA, and Roger H (1979): Preliminary estimate of ground-water recharge rates, related streamflow and water quality in Ohio: Ohio State University Water Resources Center Project Completion Report Number 552, 323 p.
- Sloto RA, Cecil LD, and Senior LA (1991): Hydrogeology and ground-water flow in the carbonate rocks of the Little Lehigh Creek Basin, Lehigh County, Pennsylvania: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 90-4076, 83 p.
- Sloto RA, Crouse MY (1996): HYSEP: a computer program for streamflow hydrography separation analysis. Water-resources investigations report 96-4040. USGS, Lemontyne
- Risser DW, Gburek WJ, and Folmar GJ (2005): Comparison of methods for estimating ground-water recharge and base flow at a small watershed underlain by fractured bedrock in the eastern United States: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5038, 31 p.
- Tularam GA and Ilahee M (2008): Exponential smoothing method of baseflow separation and its impact on continuous loss estimates. *American Journal of Environmental Sciences*. 4(2), 136-144.
- Viebahn-Sell (2001). Konzept zur Naturnahen Entwicklung des Lottenbachs. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Tiefbauamtes der Stadt Bochum. Stadt Bochum, Tiefbauamt. Bochum. p 69

## Geochemistry of iron in a highly anthropogenic affected abandoned coal mine drainage

*Mohammad Alhamed*

In this study, the geochemistry of iron in abandoned coal mine drainage, subjected to high anthropogenic effects, was investigated by geochemical models. The results show that dissolved iron exist as  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{FeHCO}_3^+$ ,  $\text{FeSO}_4$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , and  $\text{FeCO}_3$  in the shallow mine drainage and as  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{FeHCO}_3^+$ , and  $\text{FeSO}_4$  in the deep one. The dissolved ferrous iron is the most predominant specimen in both patterns. It forms over 82% in shallow and 88% in deep mine drainage. The LLCN database shows that  $\text{FeHCO}_3^+$  might be happen in both mine drainage patterns in a fraction of 7% in the shallow and 4% in the deep one.  $\text{FeSO}_4$  exists in a fraction of 6% in the shallow and 7% in the deep drainage.

On the other hand,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  form only about 3% , while  $\text{FeCO}_3$  form about 1% of the total aqueous iron in shallow mine water.

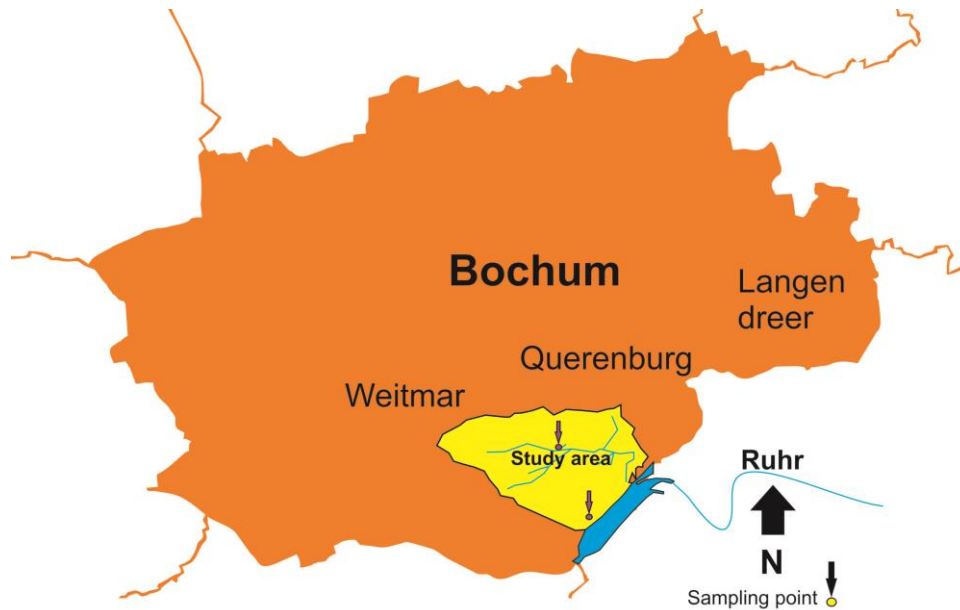
The saturation indices calculations show that the iron minerals distribute among sulphides, sulphates, halides, carbonates, oxide-hydroxide, and oxide. Iron releases into mine water by oxidation of sulphide minerals, dissolution of iron sulphates, halides, and carbonates, and weathering of oxides. while, iron could precipitate as amorphous ferric hydroxides, goethite,  $\text{Fe}(\text{OH})_2 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$ , maghemite, and hematite in the shallow and the deep mine water. However, Iron can also precipitate as ferrosferric hydroxide in shallow mine water. The Pourbaix diagrams show that the Hematite is the main phase of iron in deep and shallow mine drainage.

### 1. Introduction

South of Bochum is part of the abandoned coal mine field that dates back to the Upper Carboniferous age (Fig.1). This area was subjected to multi-phase of land use transformations after the mining periods, which in turn changed the natural geochemical conditions (Alhamed 2016a). The abandoned coal mines have negatively affected the water resources by increasing the concentrations of iron, which releases by oxidation of iron disulfide minerals (Alhamed and Wöhnlich 2014). On the other hand, the post-mining activities including mines sealing, agricultural practices and urbanization lead to release additional loads of major ions into water resources (Alhamed 2016b). These loads increase the alkalinity of the mine drainage due to the existing of carbonate minerals in the sealing, reclamation, and construction materials (Alhamed 2015). So that circumneutral and neutral conditions are predominated (Alhamed and Wöhnlich 2014).

Iron was regulated as a secondary drinking water contaminant, which means that it is not

harmful to human but it gives the drinking water a bittersweet, metallic taste, and odor. In addition, it leads to staining in the laundry (USEPA 1992). Conversely, iron, especially ferrous form, is toxic to aquatic biota (Gerhardt 1992) due to changing quality and structure of habitats and food resources. These conditions, in turn, decrease the diversity of the species and the abundance of the organisms such as periphyton, fish and benthic invertebrates (Vuori 1995). Iron also controls the geochemical behaviour of toxic metals in the aqueous systems by forming particulates and colloids. These complexes adsorb the toxic metals or co-precipitate with them, which decreases their bio-availability in the environment (Kester et al 1975). This study was performed to investigate and determine the transport patterns, the potential sources, and the fate of iron in the surface water and groundwater of the south of Bochum, which is used for drinking and form the living medium of many aquatic and amphibious animals, and water birds.



**Fig.1: Location map of the study area including the sampling points**

## 2. Materials and methods

### 2.1. Model inputs

Physico-chemical parameters, including water temperature, pH and Eh values, and hydrochemical parameters including concentrations of Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Sodium

(Na), Potassium (K), Sulfate (SO<sub>4</sub>), Chloride (Cl), Nitrate (NO<sub>3</sub>), Bicarbonate (HCO<sub>3</sub>), Fluoride (F), Ferrous iron (Fe<sup>2+</sup>), Aluminium(Al<sup>3+</sup>), and Zinc (Zn) were adopted from (Alhamed and Wohnlich 2014) and were used as model inputs. These data were listed in Tab.1.

**Tab. 1: list of Physico-chemical and Hydrochemical parameters used as model inputs(Alhamed and Wohnlich 2014).**

Parameter	Unit	Shallow mine water	Deep mine water
T	C°	15	12.3
pH	-	7.22	6.4
EH	mv	168	220.50
Ca	mg/l	124.00	99.10
Mg	mg/l	26.00	34.50
Na	mg/l	37.50	18.60
K	mg/l	9.70	6.20
SO <sub>4</sub>	mg/l	135.00	146.00
Cl	mg/l	52.20	21.20
NO <sub>3</sub>	mg/l	2.10	8.70
HCO <sub>3</sub>	mg/l	362.38	329.49
F	mg/l	0.2	0.10
Fe <sup>2+</sup>	mg/l	1.23	3.51
Al	µg/l	30.00	175.00
Zn	µg/l	7.00	52.00

## 2.2. Geochemical modelling

Geochemical modeling was achieved by using Geochemist Workbench package. The aqueous chemical species, and the saturation indices of iron minerals were calculated by using LLCN, Phreeqc and Wateq4f thermodynamic databases. The saturation index of each mineral was determined by the following relationship (Powell and Larson 1985; Zhu and Anderson 2002):

$$SI = \log(IAP) - \log(Ksp)$$

The calculated SI values determine the equilibrium state between the aqueous medium and the included minerals (Appelo and Postma 1993). So that, if  $SI < 0$ ; the mineral is under-saturated in the aqueous medium, if  $SI = 0$ : the mineral is in equilibrium, and if  $SI > 0$  the mineral is super-saturated. On the other hand, Pourbaix diagram was constructed by using Wateq4f database. The Eh-pH coordinates of each phase on this diagram can be determined by the following relationships (Brookins 2012):

$$Eh = E^\circ + (RT/nF) \cdot \ln(Kc)$$

Where  $E^\circ$  is the standard potential, F is faraday constant, R is the gas constant, T is the absolute temperature, Kc is the equilibrium constant, and n is the number of electrons.

$$pH = -\log_{10}(a_{H^+})$$

Where:  $a_{H^+}$  is the -log of the  $H^+$  ion-activity.

## 3. Results and discussions

The results of chemical speciations of iron in shallow and deep mine drainage were plotted in Fig.2, While the results of saturation indices calculations were Listed in Tab.2. Fig.3 shows the Pourbaix diagrams of iron compounds as functions of Eh-pH changes.

The results show that iron in aqueous form exist as  $Fe^{2+}$ ,  $FeHCO_3^+$ ,  $FeSO_4$ ,  $Fe(OH)_3$ , and  $FeCO_3$  in the shallow mine water and as  $Fe^{2+}$ ,  $FeHCO_3^+$ , and  $FeSO_4$  in deep mine water. Free ferrous iron is the most Prevalent aqueous specimen in both deep and shallow mine water. It forms more than 82% in shallow and more than 88% in deep mine water. The LLCN database shows that  $FeHCO_3^+$  could be exist in both shallow and deep mine water in fractions of about 7% and 4% respectively.  $FeSO_4$  present in a fraction of about 6% in the shallow and 7% in the deep mine water.  $Fe(OH)_3$  form about 3% and  $FeCO_3$  about 1% of the total aqueous iron in shallow mine water.

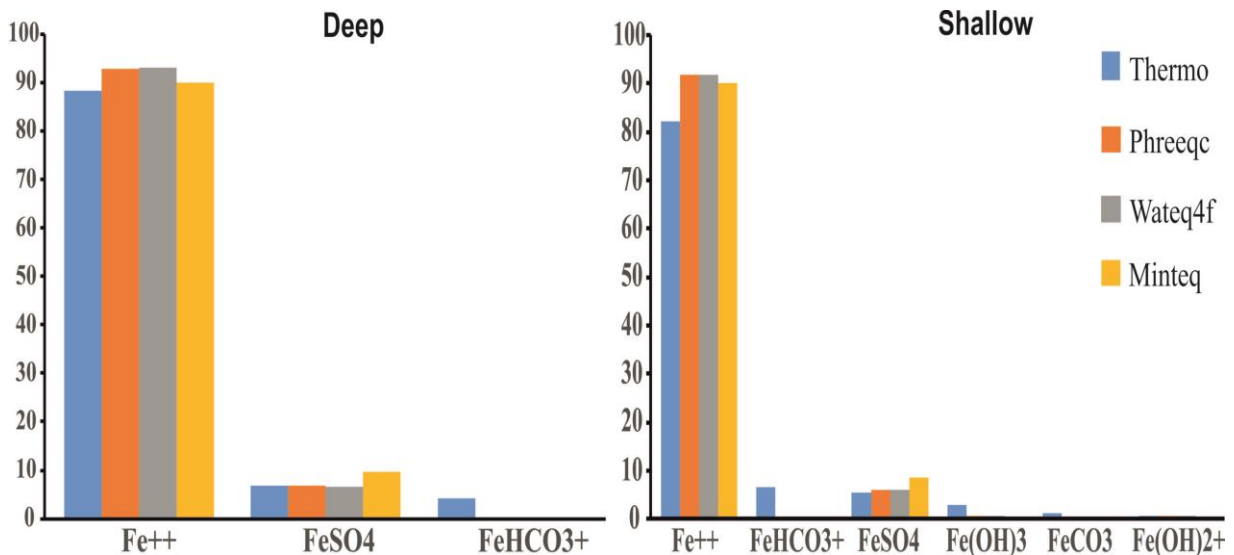


Fig.2: The results of aqueous chemical speciations of iron in the shallow and the deep mine drainage of the study area.

**Tab. 2: The results of saturation indices calculations of iron minerals in deep and shallow mine drainage.**

Mineral	Formula*	Geochemical modeling							
		Deep mine water				Shallow mine water			
		Thermo	Minteq	Phreeqc	Wateq4f	Thermo	Minteq	Phreeqc	Wateq4f
Greigite	$\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}_2\text{S}_4$	-	-229.01	-	-186.32	-	-222.28	-	-187.09
Pyrite	$\text{FeS}_2$	-81.74	-92.57	-77.46	-77.39	-82.58	-91.12	-78.73	-78.65
Troilite	$\text{FeS}$	-51.76	-65.06	-50.34	-50.31	-51.39	-62.52	-50.21	-50.17
Mackinawite	$(\text{Fe,Ni})_{1+x}\text{S}$ (where x = 0 to 0.11)	-	-64.32	-49.61	-49.57	-	-61.80	-49.48	-49.44
Pyrrhotite	$\text{Fe}_{1-x}\text{S}$ (x = 0 to 0.2)	-49.43	-	-	-	-49.25	-	-	-
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (c)	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3(\text{c})$	-39.48	-59.62	-	-	-42.07	-57.92	-	-
FeSO <sub>4</sub> (c)	$\text{FeSO}_4(\text{c})$	-10.74	-	-	-	-11.17	-	-	-
Jarosite-Na	$\text{NaFe}^{3+}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$	-7.34	-44.91	-	-8.45	-6.47	-37.39	-	-7.13
Jarosite-K	$\text{KFe}^{3+}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$	-5.51	-39.67	-5.04	-5.07	-4.42	-32.32	-3.86	-3.89
Bianchite	$(\text{Zn,Fe}^{++})(\text{SO}_4) \cdot 6(\text{H}_2\text{O})$	-	-	-	-	-	-8.6125	-	-8.6072
H-Jarosite	$(\text{H}_3\text{O})\text{Fe}^{+++}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	-	-48.77	-	-12.21	-	-42.23	-	-11.88
Melanterite	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	-5.08	-17.34	-5.14	-5.15	-5.65	-15.82	-5.70	-5.71
Jarosite(ss)	$(\text{K}_{0.77}\text{Na}_{0.03}\text{H}_{0.2})\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	-	-	-	-3.91	-	-	-	-3.16
Molysite	$\text{Fe}^{3+}\text{Cl}_3$	-38.23	-	-	-	-38.23	-	-	-
Lawrencite	$(\text{Fe}^{++},\text{Ni})\text{Cl}_2$	-20.69	-	-	-	-20.28	-	-	-
Fe(OH)2.7Cl.3	$\text{Fe}(\text{OH})_{2.7}\text{Cl}_3$	-	-6.73	-	5.48	-	-3.68	-	6.45
Iron(II) Fluoride	$\text{FeF}_2(\text{c})$	-13.42	-	-	-	-12.91	-	-	-
Iron(III) Fluoride	$\text{FeF}_3(\text{c})$	-11.06	-	-	-	-11.07	-	-	-
Siderite	$\text{Fe}(\text{CO}_3)$	-0.69	-19.99	-4.53	-7.54	-0.04	-13.15	-2.76	-2.76
Siderite(d)(3)	$\text{Fe}(\text{CO}_3)$	-	-	-	-7.90	-	-	-	-3.14
Iron(II) hydroxides cr	$\text{Fe}(\text{OH})_2(\text{c})$	-5.19	-16.68	-	-	-3.89	-13.44	-	-
Iron(II) hydroxides am	$\text{Fe}(\text{OH})_2(\text{am})$	-	-18.00	-	-	-	-14.60	-	-
Lepidocrocite	$\gamma\text{-FeO}(\text{OH})$	-	-	-	-	-5.0533	-	-	-
Fe <sub>3</sub> (OH) <sub>8</sub>	$\text{Fe}_3(\text{OH})_8$	-	-37.74	-	-1.16	-	-28.14	-	2.22
Fe(OH)3(cr)	$\text{Fe}(\text{OH})_3$	-0.06	-	-	-	1.12	-	-	-
Fe(OH)3(a)	-	-	-	0.46	0.45	-	-	1.56	1.55
Goethite	$\alpha\text{-FeO}(\text{OH})$	4.47	-7.83	5.87	5.87	5.63	-4.54	7.08	7.08
Ferrihydrite	$(\text{Fe}^{++})_2\text{O}_3 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$	-	-10.85	-	-	-	-7.49	-	-
Ferrihydrite(ag)	$(\text{Fe}^{++})_2\text{O}_3 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$	-	-9.55	-	-	-	-6.37	-	-
Ferrite-2-Ca	-	-29.67	-	-	-	-23.33	-	-	-
NaFeO <sub>2</sub> (c)	$\text{NaFeO}_2(\text{c})$	-12.45	-	-	-	-10.00	-	-	-
Wustite	$\text{FeO}$	-5.57	-	-	-	-4.32	-	-	-
FeO(c)	$\text{FeO}(\text{c})$	-3.73	-	-	-	-2.43	-	-	-
Ferrite-Ca	-	-2.74	-	-	-	1.52	-	-	-
Magnesioferrite	$\text{Mg}(\text{Fe}^{3+})_2\text{O}_4$	-2.65	-23.03	-	-	1.42	-14.68	-	-
Hercynite	$\text{FeAl}_2\text{O}_4$	-0.97	-5.40	-	-	-1.95	-3.72	-	-
Ferrite-Zn	$\text{Zn}_x\text{Fe}_{3-x}\text{O}_4$	3.97	-	-	-	7.21	-	-	-
Maghemite	$\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$	-	-20.11	-	4.29	-	-13.75	-	6.50
Magnetite	$\text{Fe}_3\text{O}_4$	7.30	-22.55	-	13.68	10.90	-12.58	-	17.42
Hematite	$\text{Fe}_2\text{O}_3$	9.87	-13.31	13.70	13.68	12.18	-6.73	16.13	16.11
not detected									

Conversely, the calculated saturation indices refer to distribution of iron minerals among sulphides, sulphates, halides, carbonates, oxide-hydroxide, and oxide. The most important minerals that could be contribute in the iron cycle in such media are pyrite, mackinawite, greigite, and pyrrhotite in sulphide group, ferric sulphate, ferrous sulphate, natrojarosite, jarosite-K, hydroniumjarosite, melanterite, and bianchite in sulphate group, Fe(OH)2.7Cl.3

and molysite in halides group, siderite in carbonates group, ferrous hydroxide, amorphous ferrous hydroxide, ferrosiferic hydroxide, crystalline ferric hydroxide, amorphous ferric hydroxide, lepidocrocite (only in shallow sample), goethite, and ferrihydrite in hydroxides group, and ferrite-2-Ca, NaFeO<sub>2</sub>, wustite, FeO, ferrite-Ca, magnesioferrite, hercynite, ferrite-Zn, maghemite, magnetite, and hematite in the oxide group.

All sulphide minerals, sulphate minerals, molybdenite, ferrous hydroxide, ferrite-2-Ca,  $\text{NaFeO}_2$ , wustite,  $\text{FeO}$ , ferrite-Ca, magnesioferrite, hercynite in both deep and shallow mine water, siderite, ferrosferric hydroxide in deep mine water, and lepidocrocite in shallow mine water show negative saturation index values that indicate undersaturation conditions and dissolution trends. On the other hand, siderite in the shallow mine drainage and crystalline ferric hydroxide in deep mine water have saturation indices values close to zero indicating equilibrium conditions.  $\text{Fe}(\text{OH})_2 \cdot 7\text{Cl}_3$ , amorphous ferric hydroxide, goethite, ferrite-Zn, maghemite, magnetite, and hematite in both deep and shallow mine water and ferrosferric hydroxide, crystalline ferric hydroxide, ferrite-Ca, magnesioferrite in shallow mine water have positive saturation indices values indicating supersaturation conditions (precipitation/stability conditions).

Iron sulphides and some oxides including Ferrite-2-Ca,  $\text{NaFeO}_2$ , Wustite,  $\text{FeO}$ , Ferrite-Ca, Magnesioferrite, Hercynite, Ferrite-Zn are iron sources that release iron by oxidation of sulphides and dissolution/chemical weathering of other minerals. These processes are represented in the geochemical models by negative values of saturation indices. The releasing of iron resulted from sulphide oxidations, into mine water occurred via a transition phase represented by iron-sulphate minerals. Iron tends to precipitate as amorphous ferric hydroxides, goethite, and  $\text{Fe}(\text{OH})_2 \cdot 7\text{Cl}_3$ , maghemite, and hematite in deep mine water, which also precipitate in shallow mine water. Iron also precipitates as ferrosferric hydroxide in shallow mine water.

Pourbaix diagrams (Fig.3) show that hematite is the most predominated phase in both of shallow and deep mine water.



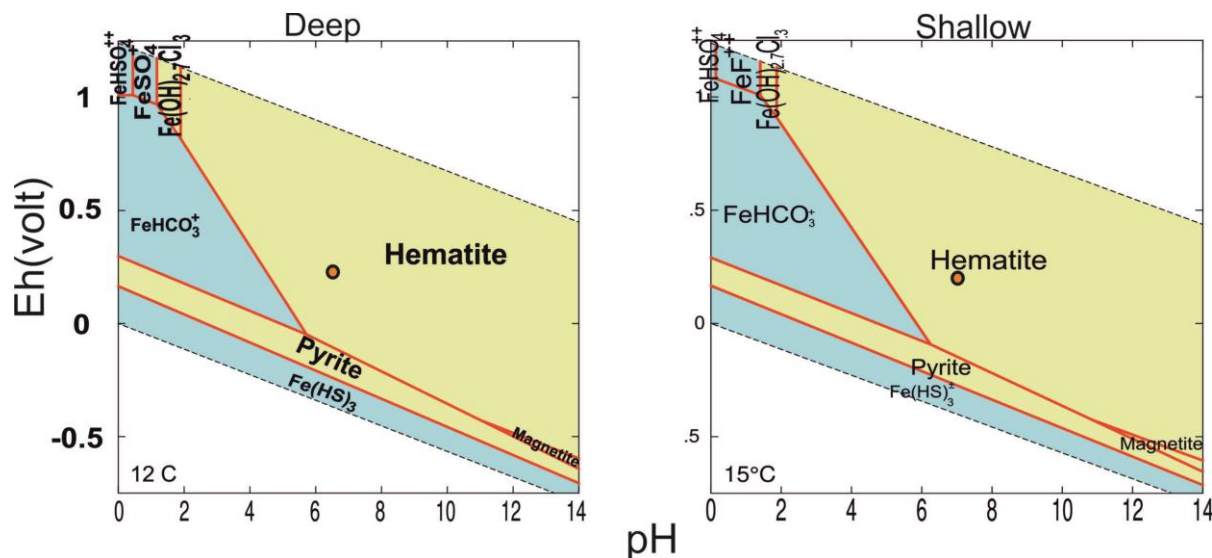


Fig.3: Pourbaix diagrams of iron in the shallow and the deep mine drainage of the study area.

#### 4. Conclusions

Geochemical models demonstrated an effective ability to model the biogeochemical cycle of iron in abandoned coal mines exposed to highly complex anthropogenic impacts. The oxidation of iron di-sulfide minerals are represented by extremely negative saturation index values. These models detect also the generation of secondary iron sulfate minerals, which dissolved again showing negative saturation index values. Reactions of released iron with other chemical elements, released by anthropogenic practices, were also represented by the geochemical model. Furthermore, they have the possibility to determine the equilibrium states of these minerals. The transport patterns and the fate of iron were also successfully included in this study. The effectiveness of the applications of geochemical modeling to study iron geochemistry could be achieved by integral results of several thermodynamic databases. The impact of anthropogenic activities increases the alkalinity and some ions, which lead iron to precipitate.

#### Acknowledgement

The author is indebted to the Damascus University for granting the research scholarship and he also highly grateful to the organizers of

the conference for the sponsorship to present this work.

#### References

- Alhamed M (2016a) The relationships between the land use/land cover and the soil chemistry in the south of Bochum, Germany. 47. Jahrestreffen des AK Hydrologie an der Technischen Universität Dresden, 19.-21. November 2015, Manuskripte Geographica Augustana 20:48-59.
- Alhamed M (2016b) Impact of land use land cover patterns on water resources quality in the Lottental. Beiträge zum 48. Jahrestreffen des Arbeitskreises Hydrologie vom 17.-19. November 2016 in München, Manuskripte Geographica Augustana 22:16-22.
- Alhamed M (2015) Identification of geochemical processes controlling the neutralization of abandoned coal mine drainage using integration of geochemical modelling, geochemical analysis, and batch test: an example from the south of Bochum, Germany. Arab J Geosci. DOI 10.1007/s12517-015-1830-7.
- Alhamed M and Wohnlich S (2014) Environmental impact of the abandoned coal mines on the surface water and the groundwater in the South of Bochum, Germany. Environmental Earth Science 72 (9): 3251-3267.

- Appelo CAJ and Postma D (1993) *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Rotterdam, Brookfield: A. A. Balkema. Price Hfl. 536 p.
- Brookins** D G (1988): Eh-pH Diagrams for Geochemistry. DOI: 10.1007/978-3-642-73093-1\_46
- Gerhardt A (1992) Effects of subacute doses of iron (Fe) on *Leptophlebia marginata* (Insecta: Ephemeroptera). *Freshwater Biology*, 27 (1), 79–84.
- Kester DR, Byrne RH, JR, and Liang Y-J (1975) Redox reactions and solution complexes of iron in marine systems. In Church, T.M. eds. *Marine chemistry in the coastal environment*, Vol 18. ACS Symposium Series. American Chemical Society, Washington, DC, 56–79.
- Powell JD and Larson JD (1985) Relation between ground-water quality and mineralogy in the coal-producing Norton Formation of Buchanan County, Water Supply Paper 2274, Virginia.
- USEPA: United States Environmental Protection Agency (1992) Secondary drinking water regulations: Guidance for nuisance chemicals. Office of Ground Water and Drinking Water. Washington
- Vuori KM (1995) Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, 32 (3), 317-329.
- Zhu C and Anderson G (2002) *Environmental Applications of Geochemical Modeling*. Cambridge University Press, 300 p.